

**SZENNYVIZEK, ISZAPOK, KOMPOSZTOK,  
SZERVESTRÁGYÁK A TALAJTERMÉKENYSÉG  
SZOLGÁLATÁBAN**

**DR. KÁDÁR IMRE**

A kiadvány alapjául szolgáló közlemények társszerzői voltak:

**Anton Attila, Ar dai Árpád, Bíró Borbála, Csatári Gábor, Draskovits Eszter,  
Fekete Sándor, Filep Tibor, Hámori Viktor, Kismányoki Tamás,  
Márton László, Máthéné Gáspár Gabriella, Morvai Balázs, Nagy Sándor,  
Németh Tamás, Panwar Banu, Pálmai Ottó, Petróczki Ferenc,  
Ragályi Péter, Rékási Márk, Sarkadi János, Simon László,  
Szemán László, Rajkainé Végh Krisztina**

**MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA  
ATK Talajtani és Agrokémiiai Intézet  
Budapest, 2013**

**SZENNYVIZEK, ISZAPOK, KOMPOSZTOK,  
SZERVESTRÁGYÁK A TALAJTERMÉKENYSÉG  
SZOLGÁLATÁBAN**

**ISBN: ISBN 978-963-89041-9-5**

**Dr. Kádár Imre  
MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA  
ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet**

**Lektorálta: Dr. Csathó Péter, az MTA Doktora  
Technikai szerkesztők: Draskovits Eszter, Szilágyi Zoltánné  
9421549 Akaprint Nyomda Kft.  
Budapest, 2013**

## Tartalomjegyzék

<b>Előszó</b>	<b>5</b>
<b>Történeti megközelítés</b>	<b>6</b>
1. <i>Civilizációnk fejlődésének némely sajátosságáról</i>	6
2. <i>Az elmúlt idők higiénijáról</i>	9
3. <i>A trágyázás történeti megítélése</i>	10
4. <i>Liebig (1876) London csatornázásáról és a szervestrágyákról</i>	11
5. <i>Gyárfás (1907, 1908) az aradi szennyvíztelepen szerzett tapasztalatokról</i>	19
6. <i>A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telepről (BKST)</i>	24
<b>A szerves trágyaszerekről régen és ma</b>	<b>34</b>
1. <i>Thaer (1809) a trágyázásról és a trágyaszerekről</i>	34
2. <i>Wolff (1872) a trágyázásról és a trágyaszerekről</i>	54
3. <i>Szervestrágyák megítélése az újabb német nyelvű irodalomban</i>	62
4. <i>Szervestrágyák megítélése az orosz nyelvű irodalomban</i>	69
5. <i>Szervestrágyák megítélése az angol nyelvű irodalomban</i>	86
6. <i>Szervestrágyák megítélése a magyar nyelvű irodalomban</i>	94
7. <i>A csontliszt mezőgazdasági hasznosításáról</i>	120
8. <i>Humán exkrementumok. A fekália és a vizelet mint trágya megítéléséről</i>	126
9. <i>Szerves trágyaszerek hatása a talajéletre</i>	136
<b>Szennyvizek, komposztok, hulladékok mint trágyaszerek</b>	<b>139</b>
Bevezetés és irodalmi áttekintés	139
Tenyészedényes kísérletek	145
A gödöllői ipari-kommunális szennyvíziszap vizsgálata	145
1. <i>Anyag és módszer; a kísérletek körülményei</i>	145
2. <i>Szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa termésére</i>	150
3. <i>A Zn, Cu, Cr, Cd elemforgalom a kísérlet 1. évében</i>	150
4. <i>A Zn, Cu, Cr, Hg, Cd elemforgalom a kísérlet 3. évében</i>	157
5. <i>A Ca, P, Fe, Al, Ni, Se elemforgalom a kísérlet 3. évében</i>	166
6. <i>A K, Mg, Na, Sr, Mn, S elemekforgalom a kísérlet 3. évében</i>	172
7. <i>A Ba, B, Pb, Mo, Sn, Co, As elemforgalom a kísérlet 3. évében</i>	179
A debreceni börtényi szennyvíziszap vizsgálata	187
1. <i>Anyag és módszer; a kísérletek körülményei</i>	187
2. <i>Szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa termésére</i>	190
3. <i>A Ca, Na, Cr elemek a talaj-növény rendszerben</i>	191
4. <i>A K, Sr, S, P, Fe, Mn, Al elemek a talaj-növény rendszerben</i>	195
5. <i>A Zn, Mo, Cd, Pb, As, Se elemek a talaj-növény rendszerben</i>	202
6. <i>A B, Ba, Ni, Co, Cu elemek a talaj-növény rendszerben</i>	209

<b>Szabadszabó földi kisparcellás kísérletek</b>	<b>215</b>
A vágóhídi hulladék komposztok és húsliszt vizsgálata	215
1. <i>Állati eredetű zsíros hulladékok komposztálhatóságáról</i>	215
2. <i>Anyag és módszer; a kísérlet körülményei</i>	218
3. <i>Komposztok és a csontos húsliszt összetételének vizsgálata</i>	221
4. <i>A vizsgált növények termésének alakulása</i>	224
5. <i>A növények elemtartalmának vizsgálata</i>	228
6. <i>A talajtulajdonságok változása</i>	235
A városi szennyvíziszap és vágóhídi hulladék komposzt vizsgálata	245
1. <i>Anyag és módszer; a kísérletek körülményei</i>	245
2. <i>Kísérleti eredmények</i>	246
Gyümölcsle gyártási hulladék komposzt (RAUCH) vizsgálata	253
1. <i>Anyag és módszer</i>	253
2. <i>Kísérleti eredmények</i>	254
 <b>A talajszennyezettség megítéléséről és a talajterhelésről</b>	<b>260</b>
1. <i>Talajszennyezettség minősítése a talajvizsgálatok alapján</i>	261
2. <i>Az Európai Unió vízvédelmi irányelveiről</i>	265
3. <i>A holland listáról</i>	267
4. <i>Ásványi szennyezők a talajban</i>	268
5. <i>EU kontra USA vita és tanulságai</i>	275
6. <i>Szerpentin talajú termőhely vizsgálata. Esettanulmány.</i>	283
 <b>Talajtulajdonságok figyelembe vétele a szabályozásban</b>	<b>287</b>
1. <i>A kötöttség/gyagytartalom és a humusz</i>	287
2. <i>A pH, mészállapot, talajsavanyúság</i>	288
3. <i>Hazai tapasztalatok</i>	291
4. <i>Talajtulajdonságok változása tartós iszapterheléssel</i>	295
 <b>Javaslatok a hazai szabályozás továbbfejlesztésére</b>	<b>299</b>
1. <i>A holland-modell alkalmazhatósága</i>	299
2. <i>A talajok fizikai féleségének figyelembe vétele</i>	301
3. <i>A területhasználat figyelembe vétele. Eikman és Kloke rendszer</i>	308
4. <i>A növényvizsgálati eredmények figyelembe vétele</i>	312
5. <i>A talajvizsgálati eredmények figyelembe vétele</i>	313
6. <i>Egyedi (E) és a kármentesítési (D) szennyezettségi határértékek</i>	314
7. <i>Javaslat a szelén (Se) talajszennyezettségi ABC-értékekre</i>	315
8. <i>Phytoremediation: A novel green technology to restore soil health.</i>	316
9. <i>Phytoremediation: Enhanced Cd accumulation by organic manuring,</i>	328
 <b>Felhasznált irodalom</b>	<b>333</b>
<b>Intézetünk munkatársainak kiadványai 1980-2013 között</b>	<b>344</b>

## Előszó

A földi élet két folyamatban zajlik: szerves anyagok építése holt ásványi anyagból és azok lebontása. Vagyis az élet nem egyéb, mint a szerves anyag képződésének és pusztulásának története. Ha bármelyik folyamat megszakad, az élet megszűnik a Földön. Az asszimilációt, a szintézist döntően a növények végzik, míg a szerves anyagokat, hulladékokat a talaj mikroszervezetei bontják le holt anyaggá.

Az emberiség létét története folyamán az éhínség állandóan fenyegette. A helyzet nem igazán változott. A becslések szerint kb. 1 milliárd ember éhezik ma a Földön, vagy alultáplált. Ez a szám nőhet a jövőben, hisz pl. a hasznosítható talajkészleteink, kiemelten az 1 főre vetített készletek, rohamosan csökkennek. Úgy tűnik a tengeri halászat sem rendelkezik további tartalékokkal.

A természettudomány, főként a biológia, kémia vezető képviselőit (*Saussure, Liebig, Mengyelejev stb.*) az élelmiszertermelés, a növényi és állati produkció növelésének kérdései a kezdetektől foglalkoztatták. A múlt század derekáig az agronómiai kísérletezés a szerves trágyák, az istállótrágya talajtermékenységet fenntartó szerepét vizsgálta kiemelten. Ezt követően a könnyen kezelhető, nagyságrenddel koncentráltabb műtrágyák felé fordult a figyelem. Az 1960-as évek óta világszerte az istállótrágya helyettesítésével, a műtrágyázással foglalkoznak. A szerves trágyák szennyvizek, iszapok, szemét, fekália mint hulladékok jelennek meg, melyektől valahogy meg kell szabadulni. Cél már nem a talajba-juttatás, a természetes egyensúly fenntartása. Leépült az ezzel foglalkozó kísérletezés, kutatás. Hiányoznak a témát áttekintő, olvasót orientáló kézikönyvek.

A szerző kísérletet tesz e hiány pótlására. Először is áttekintést ad a civilizáció kezdeteitől napjainkig a szerves trágyaszerek képződéséről, felhasználásáról, talajtermékenység megőrzésében játszott szerepéről. Áttekinti a közelmúlt német, orosz, angol és magyar nyelvű irodalmát, bemutatva a kialakult szemléleteket és táblázatosan a számszerű főbb adatokat. Közli a laboratóriumi, tenyészedény és szabadföldi tartamkísérletek eredményeit, melyet az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet publikált az elmúlt több mint fél évszázad alatt.

Mindig nagy élmény visszamenni a múltba. Idézünk eredeti anyagokat az 1800-as évek elejétől, melyek olvasása nemcsak élvezetet nyújt, de nagyon tanulságos is a mai ember számára. Nyomon követhető a szakmai gondolat fejlődése, a tudomány egyetemessége, a kutatások országokat és nyelvterületeket átívelő jellege. Az eredmények, tanulságok egymást erősítve formailag összefonódnak, ismétlődhetnek.

Az emberiség globálisan kb. 1 milliárd kg/nap fekáliát produkál. E hatalmas tömegű trágya, növényi tápanyag nagyobb része nem hasznosul. Folyók, tengerek szennyezője. Ez az állapot nem fenntartható hosszútávon. A kiadvány utolsó fejezetei a szennyvizek, iszapok, komposztok és a fekália termőföldön történő elhelyezésének agronómia, környezetvédelmi szabályozásait taglalja. Sokoldalúan elemzi a talajszennyezés problémáit, kemizmusát, a talajban lejátszódó folyamatokat. Végül javaslatot dolgoz ki a hazai talajvédelmi szabályozás továbbfejlesztésére. A munka egyaránt ajánlható az agronómiai és környezetvédelmi kutatóműhelyek, oktatási intézmények, szaktanácsadó szervezetek és minden gazda, illetve érdeklődő számára.

Budapest, 2013. május

Dr. Kádár Imre

## Történeti megközelítés

### 1. *Civilizációnk fejlődésének némely sajátosságáról*

Az emberi civilizáció mindössze 10-15 ezer éves és a letelepedéssel, a földműveléssel jött létre. Az ezt megelőző igen hosszú történelem előtti korban az ember gyűjtögető, vadászó-halászó életmódot folytatott. Előtte az ember és a természet viszonyát valamilyen harmónia, egyensúly jellemezte. *Szu Hai-Havas (1978)* említi, hogy még az 1930-as években az angol *James Woodburn* Tanganyikában felkereste a kis hadza törzset. Arra volt kíváncsi, hogyan él a XX. században egy kőkori néptörzsek, úgy 250 mérfölddel az Egyenlítő alatt egy távoli völgyben. Közöttük élt 3 évig.

Mezítelen és nagyon barátságos vademberek voltak. Eledelüket mindenféle erdei gyökér, vadon termő édesburgonya, bogycsókák, vadméhek méze, a baobabfa gyümölcse képezte. „Ritkábban húst is fogyasztanak, dárdaival ejtik el az antilopot, zsiráfot, zeb-rát. Tudomásuk van róla, hogy szomszédaik arcuk veritékével túrják a földet. Mi ér-telme lenne azonban kölest termesztetni? A völgyben minden megvan, reggel 2-3 óra munkával összegyűjthetik táplálékukat, azután övük a világ. Ez a vadászó-gyűjtögető csoport bőségben él, amit egy angol orvosokból álló expedíció is megerősít:....a hadza gyermekek Kelet-Afrika legjobban táplált kicsinyei”.

Az első számú konklúzió az, jegyzi meg a szerző, hogy a legősibb életforma szinte ideális, ha ideális a környezet. Ha nem, akkor persze nem. Gondoljunk a kegyetlen Kalahári sivatag vadászaira, vagy az eszkimókra. Egyszerűen a *Homo sapiens* egyedei úgy ötmillió éven át boldogan élhettek, akár a hadzák. Mi készítette az embert, hogy áttérjen a helyben űzhető gyűjtögetésre (földművelés), ill. a helyben űzhető vadászatra, melyet állattenyésztésnek nevezünk?

Az újkőkori forradalom hátterében a demográfiai robbanás állhatott, melyet a természeti folyamatok is erősítettek. A természetes szaporulat igen csekély volt koráb-ban, egy ezrelék körüli évente. A mai növekedés 10-20 ezerszer gyorsabb ütemű, 3-4 hét alatt nőhet annyival a lakosság száma, mint korábban egy évezred leforgása alatt. A szerző fel is állít egy hipotetikus képletet. Felteszi, hogy ötmillió évvel ezelőtt mind-össze 25 000 ember élt a Földön, nagy részük talán éppen Kelet-Afrikában. Ha a természetes szaporodás valóban egy ezrelék körüli volt csupán, akkor a Föld lakossága i.e. 10 000 táján érhetett el a 10 millió főt. Ez az érték hihetőnek látszik és általánosan elfogadott a kézikönyvekben (*Szu Hai-Havas, 1978*).

A 10 millió ember néhány százezer csoportban élhetett ekkor, szétszórva az öt kontinensen. Statisztikai szempontból nézve átlagosan több mint 14 km<sup>2</sup> jutott egy főre. Ez nagyon szép vadászmező, ha az egész földfelszínt tekintjük. Az ideális vadász-terület ennek egy része (erdős-ligetes térsége, a folyók, tavak és a tenger-part övezetei), hiszen a sivatagokat, magas hegységeket, sarkvidéket stb. nem vehetjük számításba. A szűkebb édenkert 2-3 km<sup>2</sup>/fő lehetett i.e. 10 000 körül. Ismeretes, hogy ekkor húzódnak vissza az utolsó jégkori gleccserek, megnő az óceánok szintje, vízzel borítva el a mé-lyebben fekvő termékeny parti vadászmezőket. Megszületik a mai Szahara a régi Zöld-Szahara helyett. Két folyamat találkozik tehát drámai következményekkel. A Föld 1/5-e a sós víz alá kerül, ez Afrika méretű terület. Amit nem lep el a víz, az is kietlenebbé válik, a füves pusztaság részben elsivatagosodik.

Az élettér beszűkül, a gyűjtőgető-vadászó életmód már nem képes a Föld lakosságát eltartani. Az emberi közösségek mindent elkövetnek, hogy ne kelljen áttérni a letelepült életmódra és a földművelésre. Ekkor húzódnak kis csoportok a tajgába, a grönlandi hómezőkre, a forró Kalahári sivatagba, vagy az Andok és a Himalája magas vidékeire. Oda, ahová önként korábban nem kíváncszott senki. Háborút és éhséget jelentett az élettér hiánya. A földművelésre kényszerült közösség azonban megmenekült, nagyságrendekkel nagyobb népességet tarthat el, mint a korábbi életforma. Azonban a versenyfutás tovább tart, hiszen a letelepüléssel újabb népességrobbanás járt együtt. Ma még nem teljesen ismert az a biológiai mechanizmus, amely a gyalognomád társadalmak születésszabályozását irányította és alacsonyan tartotta, de a letelepítés erre gyakorolt hatását sem értettük meg igazán.

Amennyiben hinnénk a jövőre vonatkozó formális extrapolációkban és prognosztikákban, akkor arra a következtetésre jutnánk, hogy az emberiség fejlődésének már az ősközösségi társadalomban meg kellett volna szakadnia. Vitathatatlanul már akkor is voltak a vadászat és a gyűjtőgetés extenzív bővítésének fizikai korlátai. A neolit kor agrárforradalma ezeket a határokat megszüntette, a földművelés és az állattenyésztés sokszorosára növelte a természeti erőforrásokat. A technológiai optimizmustól azonban újra eljutottunk az ökológiai pesszimizmusig. Részben a demográfiai nyomás eredményeként, részben az újkori technológiák miatt.

A növekvő népesség létfeltételeinek (benne az élelmezés) újratermelése állandó lépéskényszert jelent, ettől függ Földünk békéje és jövője. Hasonló kihívással, amint láttuk, már szembe kellett néznie az embernek. Hogyan oldotta meg a problémát, mi a tanulság számunkra, milyen alternatívák lehetségesek? Milyen viselkedésmódok bizonyultak zsákutcának? Hiszen birodalmak és népek tűntek el nyomtalanul a történelem folyamán. Mindezekre is tekintettel kell lennünk, amikor az ember és a környezet viszonyát, benne az elemforgalmat vizsgáljuk. Logikus, hogy mivel a Föld véges, a földi népesség növekedése sem lehet végtelen. Ahhoz, hogy a néhány tízezer emberből 10-20 milliós népesség legyen, mintegy 5 millió év kellett az i.e. 10 000 körüli időkig. A 100 millióra becsült népesség i.e. 2500, a 250 millió fő i.sz. körül, az 500 millió a középkor végén, míg 1900-ban 1,6 milliárd, 1970-ben 3,6 milliárd, 2000-ben 6-7 milliárd, 2050-ben 10-12 milliárd fő népességgel számolnak. A feltevések szerint itt állhat be majd valamilyen egyensúly, és további növekedést nem feltételeznek. Azonban az újkori technológiák és a környezetszennyezés módosíthatják ezeket a jövőképeket.

Az ember igazán akkor ütközött össze környezetével, amikor a környezete mint természeti lényt nem tudta tovább eltartani. Amikor a gyűjtőgetés, a vadászat és a halászat erőforrásai elégtelenné váltak, a vadászmező kicsi lett. Az ásóbotos, emberi munkaerőre alapozott kezdetleges kapás földművelés okozta sebeket a vándorló földművelés korszakában, amikor a népesség alacsony volt, a természet még képes volt begyógyítani. Az állati vonóerőt igénybe vevő ekés földművelési rendszerek azonban már az ókorban is maradandó környezet-károsítást okoztak.

A föld kiterjedt művelésbevétele, feltörése, felégetése, az erdőirtások, az öntözés vagy az egyoldalú talajhasználat általában talajpusztulást okozott. A szakszerűtlen beavatkozások következtében fellépett az erózió, talajpusztulás, szerkezetromlás, szerves anyag csökkenése, elszikesedés, tápanyagokban való elszegényedés. Az ókori birodalmak pusztulásához döntő mértékben járulhatott hozzá a talajok degradációja, hiszen belső gyengeségüket, elnéptelenedésüket ez okozta. Mezopotámia elszikesedését az öntözés, Görögország talajainak pusztulását és kopár hegyeinek kialakulását a hely-

telen gazdálkodás, vagy Róma talajainak elszegényedését az egyoldalú talajzsaroló művelés.

A légkör elszennyeződése szorosan összefügg az energiafelhasználással. Amikor elfogyott a fa és rákényszerültek a széntüzelésre, jelentkeztek a panaszok (1273-ban Angliában). Az ipari forradalmat követően ez a hatás erősödik, a századfordulót követően pedig az ipari negyedekben megjelenik a szmog. A háború óta előretört a kőolaj és termékei, valamint a vegyipar. A szennyező anyagok mennyisége és minősége megváltozik, a levegőszennyezés már egész régiókat érintett. Ma már a regionális, kontinentális és globális szennyeződés kérdése került előtérbe (Várkonyi 1982).

A birodalmak tartósságát, alapját a talajtermékenység megőrzése biztosította. A római birodalomban is megnyilvánult ez a törekvés. A földművelési ismereteket (görög szóval *georgica*) a római írók már rendszerezték, könyveikben ránk hagyták: *Cato*, *Varro*, *Vergilius* és mások. Tanköteményeikben nyomon követhető az okszerű gazdálkodás és a falusi élet felmagasztalása. A paraszti munkáról, az akkori gazdálkodásról pl. sokat elárul *Vergilius GEORGICA* (i.e. 29) című munkájának néhány sora:

"...Az évszakok változásakor kezdett vetni, de előbb megtisztította a vetőmagot, kiválogatta belőle a bükkönyt, a farkasbabot és a többi belekeveredett főzelékmagot. És mivel tudta, hogy a len, a zab és a más kiszipolyozza a talajt, ezért minden évben mást vetett, miután zsíros ganéjjal megtrágyázta a földet vagy beszórta hamuval. Nyár végén, amikor már a termés ott szökölt a mezőkön, füstölögtek a sercegő tarlók. A paraszt azt gondolta, így gazdagodik a föld rejtett energiákkal, vagy a tűz elpusztít mindent ami tisztátalan, mert kiizzasztja a talajból a fölös nedveket."

Amint látható, a gazdák ismerték a tiszta vetőmag, a vetésforgó, a pillangósok, a trágyázás, valamint a tarlóégetés (szalmaégetés, amennyiben az aratás sárlóval történt és a kalászkok begyűjtésére korlátozódott) jelentőségét. A későbbi évszázadokban a birodalom erejét jelentő kisbirtok, vele az okszerű gazdálkodás hanyatlásnak indult. A rómaiak kimagasló eredményeket értek el a városépítésben, városi környezet megőrzésében. Megtanulták, hogy a városépítést a föld alatt kell kezdeni. A csatornázással, szennyvizek elvezetésével és a hulladék rendszeres elhelyezésével biztosítható az egészséges környezet, fenntartható a higiénia. A vezetékes tiszta víz biztosította a városi népesség vízellátását. Eredményeiket, városaikat és műtárgyaikat ma is csodáljuk. A középkor Európája minderről megelégedkezett, így állandósultak a járványok, sorozatos katasztrófák, a népesség pusztulása főként a városokban.

Igaz, mindez nem vonatkozott a "beszélő szerszámra", a rabszolgára. Elképzelni is nehéz, milyen állapotok uralkodhattak az akkori munkahelyeken, bányákban és ipari jellegű üzemekben. Az ólomtermelést ebben a korban 27 000 tonna/év mennyiségre becsülik (Fergusson 1991), amely a római birodalomból származott döntően. A rómaiak tetőfedésre, vízvezetékre kiterjedten használták e fémeket. A napjainkban toxikusnak vagy környezetterhelőnek tartott elemek közül az arzént, higanyt, ezüstöt, aranyat stb. ismerték és előállították. Arzént főként a rácsálók irtására használták. A Hg toxikus hatásával is tisztában voltak, a Hg bányákba büntetésként küldték a rabszolgákat, ahol a várható élettartam 6 hónapot tett ki. Mivel a rómaiaknál az ólom igen elterjedt, mint idegméreg, a vezető arisztokrácia bizonyos fokú mérgezettsége nem zárható ki. Újabb vélemények szerint ez is hozzájárulhatott a lakosság degradációjához, ill. a birodalom gyengüléséhez (Purves 1985, Fergusson 1991). Lássuk közelebbről a középkort.



## 2. Az elmúlt idők higiénijáról

*Perényi (1975)* az elmúlt századok higiénikus viszonyait az Orvosi Hetilap hasábjain bemutatva Európában, így kezdi cikkét: "A diósgyőri vár falából két helyen kőfülke mered a mélység fölé. Nem erkélyek voltak ezek, hanem a királynék várának szellős illemhelyei. A kor viszonyaihoz képest ez fejlett megoldás volt, mert másutt a bástyák orma vagy az erkélyek szolgáltak ilyen célra." A Lajosok idején Párizsban az arisztokrácia gyakran a folyosókon, termekben vagy az udvaron végezte dolgát. Amikor pl. egy lakosztály nagyon megtelt fekáliával, lezárták és az udvar egy másik szárnyba költözött. Visszaköltözés előtt a mumifikált ürüléket kisöpörték. A versaillesi kastélyban volt egy fürdőszoba is, de ezt később átalakították szökőkúttá - jegyzi meg a szerző.

A középkori városok égbe nyúló katedrálisai árnyékában a szenny is az eget ostromolta. A disznók szabadon futkostak az utcán, a szemetet is oda ürítették. A lakosság a nyílt utcán és a háztetőn végezte dolgát, az éjjeliedény tartalmát egyszerűen kiöntötték az ablakon, vagy a férfiak az ablakhoz álltak e célból. A szabályzat előírta ugyan, hogy ilyenkor ki kell kiabálni: *Gardez l'eau!* (Vigyázat, víz!), de ezt nem vették túl komolyan. Nagyobb esők után a szennyvíz az utcákat elöntötte, ezért pallókon közlekedte k. "Előbb azonban meg kellett várni, amíg a háztetőkről lemosott széklet lecsurog, mert az ereszcatornák építését csak 1764-ben tették kötelezővé." A városok nem voltak csatornázva, ez az állapot lényegében a 19. századig fennmaradt. Amikor az 1700-as évek végén szigorúan megtiltották a szennyvíz és a szemet utcára ürítését, az intézkedés általános fölháborodást váltott ki a városi lakókból.

Az akkori "tudomány" az ürüléket gyógyszernek tartotta, a *Dreck-apotheke* az 1800-as évek végéig fennmaradt helyenként. *Perényi (1975)* idéz egy 17. századból származó receptet, melyet régies magyarra így ültettek át: "Vegyél három kis egér ganéllyt, dörzsöljed széjjel és idjad meg egy kanáll hús levében. Segített." Ebben nincs okunk kételkedni, minden bizonnyal segített terjeszteni a fertőzést, a *salmonellosis* stb. Elterjedt háziszor lehetett az egérürülék, hiszen az egyik pozsonyi orvos bajusz- és hajnövesztő szernek ajánlotta. Még a sebkenőcsök is ürüléket tartalmaztak. A tisztaság egyet jelentett a feslett életmóddal, hiszen az örömlányok többnyire a fürdőkben tanultak.

A nőket helyenként (*Harz vidék*) ünnepélyes menetben kísérték egy kijelölt fürdőbe esküvőjük előtt, hogy életükben másodszor megfürödjenek. A férfiak lovaggá ütésekor ünnepélyesen kezét és arcot mostak. "Amikor *Árpádházi Szt. Erzsébet* környezete már nem bírta az erényesség szagát, rávették, hogy fürödjön meg. A királyleány ruhástul megmártotta magát, de nyomban kiugrott a vízből, majd napokig böjtölt és imádkozott, hogy bűnét levezelje."

A szerző idézi *Montaigne 1580-ban* írott elragadtatott tudósítását a német házak magas fokú tisztaságáról: "...az ágy mellé a fal felől mindig vásznat vagy függönyt akasztanak, hogy a köpések ne piszkítsák össze a falat." Mátyás udvarában is kézzel ettek a közös tálból Budán, a zsíros ujjaikat azonban tiszta, fehér szőrű kutyák bundájába törölhették közben. A kórházakban elképesztő állapotok uralkodtak. Néha több beteg is feküdt egy ágyon, lázas betegek, himlősök és gyermekágyasok vegyesen. A műtéteket érzéstelenítés nélkül végezték a többi beteg előtt, a mütő a hullakamra mellett kapott helyet.

A nagyobb járványok ilyen körülmények között elkerülhetetlenek voltak, Európa időnként szinte elnéptelenedett, különösen a városok. Párizsban kb. százezer lakosa volt az 1400-as években, de egy pestisjárványt követően alig négyezren maradtak. A halottakra csak sebtében szórtak néhány lapát földet, a temető szörnyű bűzt árasztott. Meleg nyári napokon a tömegsírokat kibontották és a hullákat a kerítéshez támasztották száradni. A párizsi Ártatlanok temetőben 1746-ban egy 1500 halottat befogadó tömegsír füstölni kezdett, máskor a környező házak pincéiben kialudtak a gyertyák. "Ezek az állapotok már az sem rontott sokat, hogy a temető mellett húzódtott az akkori Párizs leghosszabb (120 m) háza, amelyben sem szeméthyűjtő, sem árnyékszék nem volt, ezért a lakók mindent a temetőbe dobáltak" (Perényi 1975).

Gyermekkorunkban, a háború előtti Magyarország némely településén még nem volt külön árnyékszék. Dolgát végezendő az udvaron levő trágyakazalhoz vonult a család, vagy a kerítéshez (a túloldalról a szomszéd tette ugyanezt). A kút gyakran alig pár lépésre volt a trágyadombtól, nagyobb esőzések idején a trágyalé közvetlenül is bekerülhetett. Nem beszélve az átszivárgó szennyvízről. A falusi kutak nitráttelhelése elképesztő lehetett, hiszen ma is számos helyen az. Nem tudjuk, hogy a korábbi magas csecsemőhalandósághoz mennyiben járulhatott hozzá ez a körülmény. A középkor, mégpedig a "sötét" középkor a közel-múltig tartott tehát Európa egyes vidékein, és fellelhető ma is Ázsia, Afrika szegényebb térségeiben.

### 3. A trágyázás történeti megítélése

A legpregnansabban *Liebig* világította meg tudományos alaposággal a trágyázásnak, a termésekkel kivont tápanyagok visszajuttatásának szükségességét, és ennek elhanyagolását rablógazdálkodásnak nevezte. Véleménye szerint az utóbbinak tudható be számos régi birodalom fölhomblása és a népvándorlások. A népvándorlás általában egy terméketlen, adott népsűrűséget eltartani nem bíró országból indul ki és veszi útját egy gazdagabb terület felé. Az ókori Görögország termékenységtől megfosztott területein még a Római Birodalom létrejötte előtt megkezdődik az elvándorlás a Fekete- és a Földközi tenger partvidékére.

*Arisztotelesz* szerint i.e. 479-ben a spártai állam 8000 harcost tudott kiállítani a perzsák ellen, míg 150 évvel később ezret sem volt képes összeszedni a megfogyatkozott lakosságból. Róma hanyatlására utalva *Columellát* idézi *Liebig*, aki az i.sz. 100-as években a termések csökkenéséről ad számot. "Nézetem szerint - írja *Columella* - az látszik bizonyosnak, hogy a föld, mint mi emberek is, előregedett és terméketlensége inkább elődeinktől származik, akik annak művelését tudatlan cselédek kénye-kedvére bízták." (Dorner 1925).

Ázsia kultúrái már évezredekkel ezelőtt rendszeres trágyázást folytattak (Kína, Japán, Délkelet-Ázsia népei). Ennek legfőbb oka az volt, hogy a nagy népsűrűség mellett művelésbe vonható termékeny földterületekkel nem rendelkeztek. A Biblia szerint Palesztina szintén ismerte a trágyázás jelentőségét. Jeruzsálem városa a környéki gazdáknak eladott trágyából már az ókorban tekintélyes jövedelmet húzott. Egyiptom különleges helyzeténél fogva nem állati vagy emberi ürülékkel trágyázott, hanem a Nílus iszapjával.

*Homérosz* hőskölteményében, az *Odüsszeia*-ban Argos kutya *Odüsszeusz* trágyatelepét 20 évig őrizte. Az ókori görögök tehát a trágyát becsben tartották és őrzésre méltó értéknek kezelték. A rómaiaknál a földi jólét istene *Saturnus* volt, akinek a

*Stercutius* melléknevet adták és ekként mint a trágyázás istenét tisztelték. (A trágya latin neve *stercus*). A római birodalom pusztulását követően a megritkult lakosság elegendő földet tudott művelésbe vonni. A mezőgazdaság trágyaéhsége azonban az 1500-as évektől folyamatosan nőtt.

A sűrűn lakott Hollandiában élénk trágyakereskedelmet (*Dreakhandel*) folytattak már az 1500-as években. A gazdák az árnyékszékek tartalmára árverésen pályáztak. Többet fizettek a gazdag papi rendházak trágyájáért, mint a kaszárnyák vagy fegyházak fekáliájáért. Felismerték tehát azt az összefüggést, hogy a trágya minősége a táplálkozástól függ. Árverés előtt a gödör tartalmát megmérték, megvizsgálták, sőt meg is ízlelték. A trágyahamisítást büntették. A XVIII. sz. vége felé már nemcsak az állati és emberi trágyát gyűjtötték össze, hanem az állati hullák húsát és véréit, valamint a kémények kormát is (*Dorner 1925*).

Mint minden sűrűn lakott és állatszegény vidéken, úgy Itáliában is gondosan gyűjtötték a trágyákat. *Pethe (1805)* szerint kosarakkal szedik az utcán a számár és öszvér-ganét, sőt ... "kilesik a számból, mikor ez az utcán megyen". Dívik a fekália-kereskedelem, a protestánsok árnyékszékeinek tartalmáért többet fizettek, mint a sokszor bőjtölő katolikusokéért.

Franciaországban az árnyékszékek csak a XVII. században terjednek. A relatíve nagyobb földtartalékok késleltették a fekália összegyűjtését. *Boussingault (1802-1887)* neves francia vegyész 1844-ben egzakt vizsgálatokkal bizonyítja, hogy a nagyvendéglők fekáliája magasabb tápértékű, mint a kaszárnyaké. A fekáliát szárítva és tőzeggel vagy pelyvával keverve *pudrettként* árusították. A "*poudrette*" készítése virágzó iparággá fejlődött Párizsban. Sőt a pudrett világkereskedelmi cikké vált és 1867-ben törvényt hoztak a trágyakereskedelem szabályozására.

A német területeken még az 1700-as években is az volt a szokás, hogy ha egy fekáliagödör megtelt, betemették és újat ástak mellette. Az 1800-as évek közepétől azonban itt is kereskedelmi cikk lett a szemétként kezelt trágyából. (A *Dünger* és a *Mist* analóg jelentésű a németben). Nyugat-Európában tehát megindul a fekália összegyűjtése, melyet higiéniai okok is indokolnak a városokban. Kezdetben még a városok fizetnek az elfuvarozásért, később azonban árverések útján értékesítik azt.

Kelet-Európában ezzel szemben a trágyakezelésre kevés gondot fordítanak. Itt még elégséges földterület áll rendelkezésre. Így pl. a magyar Alföldön az 1800-as évek elején, helyenként a XX. század elejéig, még szinte általános gyakorlatnak számított az istállótrágya eltüzelése. A nem túl régen feltört területeken egyáltalán nem volt szükség trágyázásra (*Ditz 1867, Cserhádi és Kosutány 1887*). Oroszország és Szibéria legtöbb vidékén a trágyát gyakran a folyópartra vitték vagy a folyóba dobták és szemétként kezelték. Több útleírás arról tudósít, hogy pl. "tavasszal a szibériai folyók szinte medrükből kilépnek, mert a jégzajlást a trágyahalmok akadályozzák".

#### 4. *Liebig (1876) London csatornázásáról és a szervestrágyákról*

Az angol mezőgazdaság példaként szolgálhat, hogy a civilizáció az élet körforgásába milyen romboló beavatkozást jelenthet. Ezzel a számítással szemben Nagy-Britannia a 29 millió lakosa élelmét nem tudja előállítani. A vízőblítéses WC városokban történő bevezetésével évente 3,5 millió ember fenntartásához szükséges tápanyag vész el. Az a roppant nagy mennyiségű trágya, amit Anglia évente importál, legnagyobb részt a folyókon keresztül a tengerbe folyik. Ugyanez a folyamat,

ha nem is olyan mértékben, mint Angliában, de valamennyi európai országban fellelhető. A kontinens nagyvárosai évente jelentős összegeket fordítanak arra, hogy a talajtermékenység megőrzését és helyreállítását a gazdák számára elérhetővé tegyék.

A növények tápanyagai lassan és részben az ember munkája eredményeképpen válnak a növények számára felvehetőkké. Ellenkező esetben az emberek és állatok mértéktelenül elszaporodnának és az emberiség története rövid ideig tartott volna. Éppen abban rejlik a generációk egymásutániségének titka, hogy az ember nem képes a talajt rövid idő alatt termékenységétől megfosztani – bár ostobaságában legszívesebben azt tenné! Ami a körfolyamatban részt vesz, az a jelen nemzedéké. Ami a talaj belsejében van elrejtve, az nem az övé, hanem az eljövendő generációké. „*Ha a talajt műveled, az ne adja neked mostantól egyszerre az egész kincsét oda.*” (Mózes 4:12). Mi történik Angliával, amikor a búza és a trágya importja egy bizonyos határt elért? Vagy amikor a körülmények Magyarországon úgy alakulnak, hogy a gabonaexport csökken, és végül elmarad?

Ugyanakkor az említett trágyaszerek importjára nem épülhet egy ország gazdasága és a biztonságos élelmiszerellátás. Ezek a készletek rövid időn belül kimerülnek. A városok szennyvíz problémájával kapcsolatos döntéstől függhet az állam jólétének és gazdagságának megőrzése éppúgy, mint a kultúra és a civilizáció előrehaladása.

Az egészségügy vitathatatlan követelése, hogy az "ürülék-anyagokat" el nem bomlott állapotban (tehát olyan gyorsan, ahogy csak lehetséges) keletkezésük helyéről el kell szállítani és odavinni, ahol már nem hathatnak károsan. Épp ez az a pont, ahol a hivatalos egészségügy és a mezőgazdaság találkozik. Egészségügyi szempontból nem kielégítő, hogy az ürülékeket a városokból eltávolítsuk, és a folyókba juttassuk, mivel ezzel az ürülék káros hatása nem szűnik meg. A káros hatás megszüntetésének leghatékonyabb eszköze a talaj, mely mezőgazdasági művelés alatt áll.

Most vizsgálják, hogyan lehet az ürüléket a városokból eltávolítani és a mezőgazdaságban hasznosítani. Szinte lehetetlen persze olyan javaslatokat készíteni, melyek minden helyre érvényesek, hiszen mások a körülmények. Sok kisebb városban elegendő a rendőrségi előírások szigorú betartása, mely előírja a szigetelt latrinák építését és a fertőtlenített pócegdör időkénti kiürítését a termőföldre. Nagyobb városok esetében azonban az eddigi tapasztalatok alapján csak a csatornázás és a városi szennyvíz-iszap mezőgazdasági hasznosítása hozhat eredményt. Ebben a fontos kérdésben sajnos még a kezdeteknél tartunk. Előítéletek is gátolják a kérdés megoldását. A londoni viszonyok alapján a következőkben megkíséreljük a problémát különböző irányokban megvilágítani és önálló megítélés céljából tényeket és alapelveket felsorakoztatni. (*Liebig: Letter on the subject of the utilisation of the metropolitan sewage, addressed to the Lord Mayor of London*).

Az ürülékek fő alkotórészei egyben a csatornavíznek is fő alkotóelemei. Ehhez adódik még azoknak az állatoknak a vizelete, melyek a városok utcáin vagy istállóiban tartózkodnak, a tengerekből származó élelmiszerek alkotórészei, a konyhai öblítővizek, a leölt állatok vére és egyéb hulladékok. Az állatok csontjai nem kerülnek a csatornába, mert különböző ipari célokra használják fel. Amennyiben tehát a szennyvíz (iszap) visszakerülne a talajba, a gazda visszakapná azokat a tápanyagokat, amelyeket a gabonával, hússal, főzelékfélékkel a városba szállít, és így a talaj termékenységét megtudná őrizni.

Ezzel szemben a szennyvíz sok K-ot, ammóniát és foszforsavat, jelentős mennyiségű kénsavat, Ca-ot, Mg-ot, Fe-t és konyhasót is tartalmaz. Hogy a szennyvíz mezőgazdasági értékét megítélhessük, szükséges, hogy a benne található növényi tápanyagok árát kiszámítsuk. Ennél a számításnál csak az ammóniát, káliumot és foszforsavat kell tekintetbe venni, mivel a többi fent említett tápanyag trágyázás céljából nem kerül kereskedelmi forgalomba.

Szennyvíz esetében bonyolult dolog az értéket meghatározni. A szennyvíz összetétele naponta, sőt óránként változik. Nem csodálkozhatunk, hogy a szennyvíz kémiai elemzése nem szolgálhat biztos támpontként értékének kiszámítására. Nem kevésbé bizonytalan a szennyvíz évi mennyiségének a becslése: két, Londonban végzett becslés egymástól 60 millió tonnával tér el! Megbízhatóbb lesz a számítás, ha a város lakosainak folyékony és szilárd ürülékét vesszük alapul. A vizelettel pl. London 2 millió felnőtt lakosa naponta 6,2 tonna foszforsavat termelhet.

A vizelet és a faeces foszforsav aránya 3:2, tehát London lakosai naponta összesen vizeletben és faecesben valamivel több, mint 10,25 tonna foszforsavat ürítenek. Továbbá a vizeletben és faecesben lévő foszforsav úgy aránylik a K-oxidhoz, mint 10:8-hoz. Eszerint London lakossága naponta 8,25 tonna K-oxidot ürít. Ennél a számításnál nem vettük tekintetbe azt a 43 millió gallon sört és 65 ezer pipe bort, amit évente Londonban fogyasztanak. A naponta elfogyasztott sörben egymagában 0,5 tonna foszforsav és 0,75 tonna K-oxid található. London utcáin naponta 70-80 ezer ló megy végig, továbbá 15 ezer tehenet is tartanak. Ha feltételezzük, hogy ebből 55 ezer ló és 11 ezer tehen vizelete, valamint a szilárd ürülék 1/3-a kerül a csatornába, akkor naponta 8 tonna K-oxidot és 4,5 tonna foszforsavat veszítünk.

Feltételezhető, hogy a 43 millió gallon sört nem kizárólag Londonban isszák meg, de a 65 ezer pipe bor és a konyhai hulladékok K és foszforsav tartalmát e számításnál nem vették figyelembe. Továbbá nem vettek számításba olyan konyhai hulladékokat, mint a halpikkelyek, a halszállkák, egyéb élelmiszer maradékok, valamint a vágóhidak hulladékát sem. A fenti számok összességében mérvadóak lehetnek, vagy inkább alábecsülték a K és ammónia mennyiséget. A londoni szennyvíz-termelés kb. évi 266 millió t, azaz naponta 728 762 t, tehát benne 75 t ammónia, 15 t foszforsav és 17 t K-oxid van. Mivel 1 t Peru-guanó maximum 190,5 font ammóniát jelent, a 6811 t szennyvíz ugyanannyi ammóniát tartalmaz, mint 8,3 tonna guanó; vagy 828 t szennyvíz annyit, mint 1 t guanó.

Ha az ammónia,  $K_2O$  és a  $P_2O_5$  ára alapján számítjuk ki a londoni szennyvíz értékét, akkor a napi termelés tápértéke:

75,0 t	ammónia (á 62 font st.)	4650 font st.
7,5 t	oldható P-sav (á 30 font st.)	225 font st.
7,5 t	nem oldh. P-sav (á 15 font st.)	112 font st. 10 s.
17,0 t	K-oxid (á 35 font st. 10 s.)	603 font st. 10 s.
Összesen		5591 font st

vagy egy évre számítva 2 040 715 font sterling. Eszerint 1 tonna szennyvíz ára 1,84 penny. A guanó vízoldható ammóniatartalmának árával becslve azonban a fentinek éppen a kétszeresét kapjuk.

A növényi tápanyagoknak abban a hígításában, ahogy a szennyvízben előfordulnak, nincs kereskedelmi értékük. Ha szilárd állapotúvá akarnánk feldolgozni, akkor az előállítási költségek sokkal nagyobbak lennének mint az az ár, amit a termékért el

lehetne érni. Csak a szennyvíz közvetlen felhasználása hasznos a mezőgazdaságban. A szennyvízben található ammónia, kálium és foszforsav hatékonyan érvényesül. A londoni szennyvíznek megfelelően hígított oldatokkal végzett kísérletei azt mutatták, hogy a talaj adszorpciós képessége megvédi a fenti tápanyagok túlzott hatásaival szemben.

A trágyalé hatása leglátványosabb a kilúgzott trágyakupac helyén. A gabonának széles, sötétzöld levelei és kövér kalásza, a répának sűrű levélzete és nagy átmérőjű gyökerei nőnek. A trágyalé igen gazdag K-ban, a szennyvíz pedig ezen felül nagy mennyiségben tartalmaz ammóniát és foszforsavat, melyek a guanónak is hatékony alkotóelemei. A szennyvíznek helye van a trágyaszerek között. Senki sem akarja az istállótrágyát guanóval és a foszfátokkal felcserélni, de a szennyvízzel sem fogjuk ezt elérni. A szennyvíz értéke abban rejlik, hogy a foszfátok, a guanó és az istállótrágya hatékonyságát biztossá és tartóssá teszi. Elősegítheti a maximális termés hozamok elérését, mert a szennyvízben mindazon tápelemek jelen vannak, amelyek a másik háromból hiányoznak, vagy kis mennyiségben fordulnak elő.

Egyesek attól félnek, hogy a szennyvíz kijuttatásakor a levegő elszennyeződik és sok helység lakhatatlanná válik. A szomszédos területeken lázas és miazmás betegségek is felléphetnek. Ami a szagot illeti, az istállótrágya éppoly kevéssé "jó illatú", mint a szennyvíz. London Themze közelében élő lakosai tapasztalták, hogy a folyó (alacsony vízállásnál különösen nyáron) hasonló egy hígított szennyvízcsatornához. A talajon felhasznált szennyvíz rossz szaga eltűnik, amilyen gyorsan a szennyvíz a talajban eloszlik. A láz és hasonló betegségek fellépésével kapcsolatos félelem nem volna alaptalan olyan helységeknél, ahol a szennyvíz áradás következtében mocsaras, iszapos területet hoz létre. Ilyen értelmetlen eljárást a hivatalos egészségügy azért nem enged meg, mivel a kevésbé áteresztő talajoknál is lehetséges a drénezés, tehát a megelőzés a felesleges víz elvezetésével.

#### *Liebig a fekáliáról*

A kínai háza ma is főként kőből és fából épített sátor, ők nem ismerik a nálunk szokásos latrinát. Lakásának legjelentősebb és legkényelmesebb részében, az illemhelyen, agyagedények sorakoznak vagy gondosan kifalazott ciszternák találhatók. A hasznosság fogalma annyira uralja a szaglőrzéket, hogy *Fortune* szerint (*The Tea districts of China and India, Vol. I, p. 221.*): "amit Európa minden civilizált városában elviselhetetlen állapotnak tartanak, ott minden társadalmi osztály, szegény és gazdag, egyaránt a legnagyobb megelégedettséggel visel el. Biztos vagyok benne, hogy erősen csodálkoznának a kínaiak, ha valaki a tartályokból áradó bűz miatt panaszkodna."

Nem fertőtlenítik a trágyát, mely a levegőn veszít erejéből, ezért a párolgástól igyekeznek megvédeni. Az ételmaradék után jelentőségében a trágyakereskedelem következik. Az utcai csatornát is áthidaló hosszú, nehézkes járműveikkel naponta elszállítják a fekált vidékre és eladják. A kuli reggel árukat vitte a piacra, este a bambuszrúd két végére akasztott edényben trágyával tér haza. A fekál becsületét jelzi, hogy mindenki nyilvántartja napi, havi, ill. éves mennyiségét. A vendégül látott embernek illik a latrinát is megtisztatnia. Öt személy napi ürülékének értéke a "tau", ami évente 2000 "cash"-t tesz ki, azaz kb. 20 hektolitert 7 gulden áron.

A nagyobb városok közelében a száraz fekálból pudrett téglákat préselnek, mely mint kereskedelmi cikk távoli területekre is eljut. A téglákat vízben áztatják és feloldva használják fel. A rizs kivételével nem a szántóföldet trágyázzák, hanem a növényt. Minden növényi és állati hulladékot összegyűjtenek és komposztálnak. Nagyra értéke-

lik az olajpogácsát, a szarvakat és csontokat éppúgy, mint a kormot és különösen a hamut. A borbélyok pl. a szakáll és copf hulladékát, ami a naponta megborotvált több milliónyi fejnél már jelentős mennyiséget tesz ki, gondosan összegyűjtik és kereskednek vele.

Jól ismerik a gipsz és a mész hatását. A konyhák vakolatát gyakran csak azért újítyják fel, hogy a régi vakolatot trágyaként felhasználhassák. A gazda nem veti el a gabonaszemet hígított trágyalében való előzetes áztatás és csíráztatás nélkül. Tapasztalata szerint ezáltal nemcsak a növények fejlődése javul, hanem a talajban rejtőző rovarokkal szemben is védett lesz (Davis).

A kereskedelemben előforduló *pudrettet* Európában általában úgy tekintik, mint szállítható formába hozott emberi ürüléket. Valójában azonban nem az, mert nagyobb része ballaszt. A *montfauconi pudrett* (a legjobbak közé tartozik) 28 %, a drezdai 43-56 %, a frankfurti pedig 50 % feletti homokot tartalmaz. A 3 % feletti foszforsavat és ugyanannyi ammóniát tartalmazó jófajta trágyaszor már a kereskedelembe nem is fordul elő. Lakóházakban, legalábbis a német lakóházakban a latrinák az összesöpört homokot és házi szemetet is befogadják. Kiürítéskor porózus szilárd anyagot, barnaszemetet vagy felaprított tözeget adnak a gödör tartalmához, hogy szárazabb legyen és kényelmesebben lehessen mozgatni. A sok hozzáadott ballaszt nyomán csökken a tápelem-koncentráció és nő a szállítási költség. A gödör legtöbbször nem szigetelt, így a vizelet ill. a folyékony rész jobbra elszivárog. Az értékes tápanyagok nagy része, köztük a kálsók és az oldható foszforsavas sók is veszendőbe mennek.

Hogy milyen értékes az emberi ürülék, az a következőkből látható. *Rastatt* és *Baden* kaszárnyáiban a fekáliát gyűjtik és elszállítják. Az árnyékszék nagyméretű tölcserék közbeiktatásával közvetlenül össze van kötve a szállító kocsikon álló tartályokkal. Így valamennyi ürüléket, a vizeletet és a faecet is veszteség nélkül felfogják. Amint a hordók megtelnek, eltolják a kocsit és újat gurítanak a helyére. A katonák tápláléka főként kenyérből áll, de naponta valamennyi húst és főzelék-félét is fogyasztanak. A felnőtt ember testsúlya általában nem gyarapszik, így a kenyér, hús és a zöldségfélék hamualkotórészei, valamint a táplálék N-tartalma az összegyűjtött ürülékbe kerül. Egy katona napi fejadagja 2 font kenyér, a kaszárnyák 8000 főnyi állománya tehát 16 ezer font hamualkotórészt és N-jét tartalmazza. A szántóföldekre juttatva mindez lehetővé teheti ugyanannyi gabona újratemelését. Mivel 2 font kenyér előállításához mintegy 1,5 font gabonára van szükség, a *Badeni Nagyhercegség* katonáinak fekálijából évente 43760 centner gabonaszem nyerhető.

A garnizonok környékén élő parasztok a trágyát megveszik és használják, a *Rastatt* és *Karlsruhe* melletti homoksivatagok nagy termékenységgel bíró talajokká alakultak át. Amennyiben a trágyával termesztett gabonát a katonai ellátásnak adják el, kialakul egy valódi tápelem-körforgalom. Mindez lehetővé tenné évente 8 ezer katona kenyérrel való ellátását anélkül, hogy a gabonát termő földek hozama valaha is csökkenne. Amikor *Karlsruhe*-ban elrendelték, hogy a szagtalanítás érdekében a pócegödörök tartalmát vasvitriollal (vasszulfáttal) kell fertőtleníteni, a gazdák az ürülékért semmit sem akartak fizetni. Úgy gondolták, hogy a termékenységet fokozó képessége ezzel elvész. A tapasztalat azonban megmutatta, hogy ezáltal nem csökken a trágya értéke. A fertőtlenített fekáliáért most éppen úgy fizetnek, mint régen. A kocsikba gyűjtött fekáliát nem kell fertőtleníteni.

Amit a gabona elemforgalmáról mondtunk, az természetesen a hús- és főzelékfélre is érvényes. Amennyiben az elemek forgalma zárt a visszaforgatás nyomán, úgy

állandóan újratermelhető az elfogyasztott mennyiség. A badeni kaszárnyák és a kenyéradó szántóföldek közötti kapcsolat a városok és a vidék között is funkcionál. Ha lehetséges volna a városokban felhalmozódó folyékony és szilárd ürüléket, valamint az állati csontokat veszteség nélkül összegyűjteni és a vidéknek visszaadni, akkor a talajok termékenységét végtelenül hosszú időn át fenn lehetne tartani. A már termékeny földek tápanyagkészlete elegendő volna ahhoz, hogy a lakosság növekedésével fellépő szükségleteket ki lehessen elégíteni.

Mindez ma még lehetetlen, ezért a gazdának arra kell törekednie, hogy a földjeiről terményekkel elszállított tápanyagokat a kereskedelembe kapható trágyák vásárlásával, természetes talajjavító anyagok mint pl. márga stb. felkutatásával és alkalmazásával, valamint a gazdaságában előállított trágya veszteségmentes felhasználásával ismét fedezni tudja. Az utóbbi tekintetében sajnos a rossz szokások uralkodnak. Minden paraszt tudja, hogy az eső sok ezüsttallért mos ki a trágyadombból és előnyös lenne, ha a házat és a falu utcáit szennyező tápanyagok ismét a szántóföldjére jutnának. De közömbösen szemléli az egész folyamatot.

#### *Japán mezőgazdaságáról. Talaj és trágyázás*

*Liebig (1840-1876)* közli *Dr. Maron* gazdasági szakember jelentését Japánban tett tanulmányútjáról, melyet a berlini mezőgazdasági miniszternek írt. Maron a porosz kelet-ázsiai expedíció tagja volt (*In: Annal. der preuss. Landwirtschaft, 1862*).

„A japán árnyékszékét másként építi, mint mi. Nálunk az udvar lehető legtávolabbi sarkában található félig nyitott hátsó fronttal, hogy az eső és a szél szabad járását biztosítsuk. Ő házának egy zárt részén helyezi el azt. Mivel a széket egyáltalában nem ismeri, az e célra szolgáló tiszta, gyakran tapétázott vagy lakkozott helyisége nélkülözi a nálunk szokásos ülőpadot. Helyette egyszerű téglalap alakú lyukat találunk a bejárat ajtóval szemben, mely az exkrementumokat az alatta lévő térségbe vezeti. A nyílást szélességében lába közé veszi és dolgát guggoló helyzetben végzi. E helyiséget a legszegényebb földművesnél is tökéletes tisztaságban találtam.

Nálunk a szemétdombok és pajták mögött épülnek az árnyékszékek a napszámos munkásoknak. Ellátjuk azokat padokkal és kerek nyílásokkal a tetején, de néhány nap múlva hasonlítanak egy rossz disznóólhoz. Talán azért, mert a mi munkásaink is természetes előszeretettel mutatnak a guggoló helyzet iránt. A japán árnyékszék konstrukciója azt mutatja, hogy ezeken az embereken is segíthetünk. Az árnyékszék négyszögletes nyílása alatt edény áll az exkrementum felfogására. Ez rendszerint kád formájú vödör felül fülekkel, amelyeken hordozó rudat lehet áthúzni. Gyakran nagy agyag fülesedényről van szó, amelyhez a helybeli agyagföld szolgáltat anyagot. Ritkán és csakis városokban az edények alján rétegezve pelyvát, esetleg durva szecskát találtam. (Ez az eljárás, ha nem tévedek, nálunk is javasolt egy idő óta.) Amikor az edény megtelik, kiemelik, és nagyobb trágyatartókba ürítik, melyek a földeken vagy az udvarban találhatók. Utóbbiak csaknem a peremükig földbe helyezett hordók, vagy hatalmas, 8-12 köblábnyi köedények. Ezek a tulajdonképpeni trágyaderítők.

A fekáliával hígítják, míg alapos keverés után az egész massa finom eloszlású homogén pép lesz. Esős időben a gödröt eltolható tetővel takarják le, tiszta időben azonban ki van téve a szélnek és a napnak. A pép szilárd alkotórészei fokozatosan ülepednek és érlelésen mennek át. A víz elpárolog. Ez idő alatt az árnyékszék újabb adagot szolgáltat. Ismét vizet adnak hozzá, az egészet jól összekeverik, és éppen úgy kezelik, mint az első adagot. Ilyen módon folytatják, míg a gödör megtelik. Akkor az utolsó



feltöltés és ismételt alapos átkeverés után 2-3 hétig állni hagyják. Sohasem használják fel frissen a trágyát.

Az egész japán társadalom tudatában van a trágya gazdasági értékének. Bizonyítékul szolgálnak erre utazásaim, melyek során a legtávolabbi völgyekben és a legszegényebb kunyhókban is megfordultam. Soha még a legeldugottabb sarokban sem láttam emberi fekált szanaszét a szabad földön. Nálunk vidéken száz-számra hever az emberi ürülék az árnyékszék mellett és az udvar minden sarkában. A mezőgazdasági hulladékokhoz más anyagok is csatlakoznak Japánban, melyek nem a talajból származnak és így további trágya importot képviselnek. Minden folyóban, patakban és csatornában, valamint a sok kis tengeröbölben számtalan ehető hal nyüzsög. Halakat, rákokat és csigákat tömegével fogyasztanak, a tenger gyümölcsei pedig végső soron értékes külső adalékai az árnyékszéknek és a föld javát szolgálják.

A japán gazda komposztot is készít. Mivel nincs állata, nélkülözi szalmájának és egyéb melléktermékeinek hasznosítását takarmánként vagy alomként. A szecsakázott szalmát, főlöszes pelyvát, igáslovak utcáról felszedett ürülékét, répafejet és zöldjét, a batáta zöld részét és mindenféle egyéb hulladékot gyepfölddel keverik, kis prizmába rakják, megnedvesítik és szalmatetővel fedik. Vetés előtt barázdákat húz és a magot kézzel szórja bele. Erre jön egy vékony réteg komposzt és végül az árnyékszék fekálja felhígítva. Hígítás a szállítövödrekben történik, amikor a trágyát derítőkből a barázdákba viszik. Így érhető el az egyenletes keverés és homogenizáció. Az érett trágya veszély nélkül érintkezhet a vetőmaggal és az első finom gyökérhajtásokat is ellátja tápanyaggal.

Japánban minden növény csak annyi trágyát kap, amennyi fejlődéséhez éppen szükséges. A talaj jövőbeni gazdagításával nem foglalkoznak, nem alkalmaznak tartálékoló lassú hatású szereket. Viszont minden termést trágyáznak és az ugar fogalmát egyáltalában nem ismerik. Az évi trágyatermelésüket tehát a művelt terület egészére kell elosztaniuk, mely csak soros vetéssel és fejtrágyázással lehetséges. A hosszú szalmás trágyánkat mi valójában elpazaroljuk, amennyiben sortrágyázás helyett szétterítjük az egész felületre.

A városokból származó fekált nem kezelik, nem dolgozzák fel guanóvá vagy *pudretté*, hígítva kerül érintetlenül a földre, hogy rövid idő után bab vagy répa formájában térjen vissza. Csónakok ezrei mennek kora reggel fékállal telt vödörökkel a városok vízi útjain és osztják az áldást a legtávolabbi fekvő szántó-földekre is. Vannak valószínűsítő "trágyaposták", melyek rendszeresen közlekednek. Elismerem, bizonyos mártíromság szükséges ahhoz, hogy ilyen "postajarat" vezetője legyen valaki. Esténként hosszú sorokban vidéki parasztokkal találkozni, akik reggel hozzák a környék termékeit a városba és most két vödör trágyával térnek vissza. Nem szilárd, kezelt, szagtalan trágyával, hanem azon friss keverékkel, mely természetes viszonyok között az árnyékszékben található. Igáslovak karavánjai gyakran 50-60 mérföld távolságból szállítanak ipari termékeket (selymet, olajat, lakkanyagokat stb.) a fővárosba. A kulikhoz hasonlóan visszaúton ők is fékállal telt kosarakkal és vödörökkel lesznek megrakva.

Így bontakozik ki előttünk a természeti erők végtelen körforgása. A lánc egyetlen szeme sem vész el, egyik a másiknak nyújtja a kezét. Ezzel szemben mi eladjuk talajerőnk egy részét szem, répa vagy burgonya formájában, de a terményeket a városba vagy gyárba szállító kocsik nem hoznak vissza pótlást. A láncból egy szem kiesik. A talajerő másik részét feltakarmányozzuk nagy nyájainkkal, melyből tekintélyes hányad távozik a gazdaságból hízóállat, tej, vaj vagy gyapjúként. Tehát szintén nem tér

vissza, így egy második szem is kiesik. A kisebb harmadik részt mi fogyasztjuk el munkásainkkal és hasznunkra lehetne, ha gondosabban, japán módon értékesítenénk. De gazdaságainkban az árnyékszék trágája említésre méltó jelentőségre nem tesz szert! Azt hiszem, hogy egy 1000 holdas birtokon az árnyékszéki trágya nem lenne elégséges fél holdra. Egyedüli forrás, amit állataink termelnek. Ez pedig kis része csupán annak a talajerőnek, amelyet eladtunk.

### *Talajművelés*

A mélyművelés divatos fogalom a szakirodalomban. Az egyetlen felvetés, ami felhozható ellene, hogy óriási trágyatőkét igényel. Japán a föld darabkáját tetszés szerint formálja, alakítja, mint a szabó, aki az anyagából varrhat kabátot, nadrágot, szoknyát, illetve átalakíthatja azokat. A búzatáblát learatja a japán és 8 nap múlva a táblája felén már térdig vízben állva rizst palántáz. A másik fele 2 lábbal a rizsföld felszíne felett száraz ágy, melybe gyapotot, balátát vagy hajdínát vet. Mindez nagyon precíz talajmunkát, planírozást igényel, melyet a gazda családjával végez el.

Miért képes erre rövid idő alatt? Mert földje mélyen laza és tápanyagban gazdag. Az előntött rizsparcellát is legalább 1 láb mélységben előtte megművelte. A megforgatott és trágyázott talaj mélysége tehát 3 lábat (1 m-t) is elérhette. Ehhez a mélyműveléshez trágyafeleslegre van szükség: Nem tanulhat meg az ember úszni anélkül, hogy a vízbe ne menne.

Mélyműveléshez az ősidők óta gyakorolt növényi sorrendiség is hozzájárul. A tankönyveinkben mi is állandóan felhívjuk a figyelmet a kapáskultúrák azon előnyére, miszerint a szántott réteg mélyebb művelésére nyílik lehetőség. A kertészetekben ez meg is valósult. A középkor 3-nyomásos gazdálkodásának kényszerzubbonyát ugyan már levetettük, mindenki saját földjének szabad ura lett, de a növényváltás nem párosult olyan sokszínű vegyes-gazdálkodással, ahol a kultúrák egymásutániságon túl az egymásmellettiesség úttörő elve is megvalósul.

Október közepe. A táblán a 24-26 coll sortávra vetett hajdina áll. Az üres sorokban tavasszal kis répafélét vetettek. Betakarításuk után a sorközöket mélyen megművelték, trágyázták. A sorközi barázdába most repce vagy őszi borsó kerül. Amint a repce vagy a borsó 1-2 láb magas lesz, a hajdina közben megéri és learatják. Pár nap múlva a hajdinasorok helyét fellazítják, megtisztítják és a helyébe búza vagy őszi répa kerül. Így követik egymást a növények egész éven át. Ha hiányzik a trágya, a sorközöket ugarként művelik mindaddig, míg a szükséges mennyiség össze nem gyűlik. Mivel a növényt trágyázzák.

Az egész rendszer előnye: a folyamatosan termelődő trágya folyamatosan felhasználható. A trágyában rejlő tőke rendre hasznosul, a bevétel és kiadás egyensúlya fennáll, a talajerő újratemelődik. A nagyvárosokhoz közeli termékeny völgyek és a városok között a trágyaimport/terményexport működik. A városoktól távoli magas hegyek közötti területen minden táblán csak 1-1 növényfajt látni, olyan széles sortávra vetve, hogy ott még egy növény elférne. A trágya hiányában művelt ugarként pihen ez a sáv a következő vetésig, majd a funkciók felcserélődnek.

Mi, amikor művelésbe vesszünk egy földet és 3-4 év termését levesszük, akkor kezdünk trágyázni, amikor a föld kimerült. A japán trágyatőke nélkül nem veszi művelésbe, hisz a gazdálkodás így nem fenntartható. Tehát nem kívánja a szűzföld erejét megrabolni. Ez a szemléletmódbeli különbség köztünk.”

## 5. Gyárfás (1907, 1908) az aradi szennyvíztelepen szerzett tapasztalatokról

*Gyárfás (1907, 1908)* az Arad város szennyvíztelepén szerzett tapasztalatokról számolt be. Munkáját ugyan kivonatossan, de bővebben ismertetjük, amennyiben közérthetően megvilágítja a szennyvíz, illetve a kommunális szennyvíziszap talajra, talajtermékenységre gyakorolt hatásának természettudományi alapjait. Egyben áttekinti korának nemzetközi gyakorlatát és szakirodalmát, szemléleteit. Történeti érdekességén kívül következtetései iránymutatóul szolgálhatnak a mai olvasó számára is. A telep 1905-ben 36 táblából, illetve 36 kh-ból állt, miután a városi legelőnek használt 9 táblát is hozzácsatolták. Egy tábla magasabb töltéssel körülvéve és megfelelő ülepítő medencének szolgált.

„A szennyvíz ugyanis a benne feloldott anyagokon kívül igen sok iszapot, hamut, homokot, magvakat, rongyot stb., szóval mindenféle hulladékanyagokat hoz ki magával a városból, amelyek a telepre kerülve, csakhamar leülepednek és egyrészt az öntöző árkokat és bajuszkákat töltik fel, de másrészt a talaj pórusait is és így mindenképpen akadályai a szűrésnek. Ennek meggátlására szolgálna az üllepesztő medence, ahol a városból kifolyó víz elsősorban összegyűjtenék és a lassú lefolyás mellett a piszok belőle leülepedvén, csak a többé-kevésbé megtisztult, azaz a „vastagjától” megszabadult víz vezetnénk azután az egyes táblákra.”

„Az a gazda, a ki a szennyvizet a várostól 1901-ig bérelte, annak java részét a telep szomszédságában fekvő birtokának öntözésére és trágyázására fordította és a szennyvíznek csak kisebb része került a telepre.” A szerződés felbontása után kitént, hogy a szennyvíz elhelyezése igényli az eredetileg is tervezett 36 kh területet. Az új teleprész kiviteli munkái miatt (alagsövezés) összesen 77 napon át a régi bérlőnek kellett a szennyvizet átadni ebben az igen száraz évben, aki szívesen vette mindezt. Egyébként 13 táblán takarmányrépa, 2 táblán olaszperje, 1-1 táblán lóhere és lucerna, a többi 10 táblán kettős termesztés folyt.

A pillangósok gyökérzetén nem találtunk gümőképződést, mert N-ben gazdag trágyázott talajon nem gyűjtenek N-t, felvétel a talaj készletéből történik. Ezen a túlkötött, túl vizes és hideg talajon a 3 t/kh mészkőpor hatása nem volt igazolható, csak kb. 10 t/kh javította a talaj fizikai tulajdonságait szembetűnő módon. A talaj tavasszal gyorsan szikkadt és kifogástalan rögmertes munkát adott és tartósan porhanyósabb is maradt. Az 1905. év tekintélyes jövedelmet hozott, mely főként a szárazság miatt felvert szokatlan nagy takarmányáraknak volt tulajdonítható.” – állapítja meg a szerző.

1907-ben 340 napig folyt a szennyvíz a telepre, 25 napon a szennyvizet telepre szállító betoncső kitakarítása vett igénybe. Intenzív kettőstermesztést folytattak. Az ülepítő medencébe érkező vízzel február elejétől június végéig öntöztek. Ezt követően a medencét hagyták kiszáradni, hogy az iszap kihordható legyen. Októberben 160 szekérnyit vittek ki, mely tápanyagban igen gazdag, az aradi közönségnél vevőre talál. Összetétele a rétkomposztal és a szemétrágyával összehasonlítva az alábbi volt %:

Trágyaszer megnevezése	Hamu	Szervesanyag	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Aradi szennyvíziszap	42,0	58,0	2,61	2,70	0,42
Békéscsabai rétkomposzt	74,8	25,2	0,79	0,70	0,64
Budapesti szemétrágya	67,0	33,0	0,52	1,06	0,72

Lásd: *Kísérletügyi Közlemények (1906)*, 10: 196-229.

Nyáron takarékoskodni kell a vízzel. Július és október között az érkező szennyvizet közvetlenül kijuttatták. Az 1907. év aszályos volt, mindössze 357 mm volt az éves csapadékösszeg. A csatornázott városrész 1906-ban kereken 364 ezer m<sup>3</sup> vizet fogyasztott. A város mérnöki hivatala szerint 1907-ben továbbított szennyvíz 420 ezer m<sup>3</sup> mennyiséget tett ki. A telep területe kereken 36 kh (21 ha), tehát 1 ha-ra átlag 20 ezer m<sup>3</sup>, azaz 2000 mm jutott. Elméletileg 2 m-es vízborítással. Mérték az elfolyó drénvizek mennyiségét is áprilistól, mely a Mezőhegyesi élővízcsatornába folyik. Az elfolyó drénvíz a telepre érkező vízmennyiség 18,5%-át tette ki. Hová lesz a többi? Egy része közvetlenül elpárolog, egy részét felhasználja a növényzet, egy része az altalajba szivároghat. „Annyira megtisztult állapotban, hogy az altalajvizet nem fertőzi, ezt a szomszédos kutak vizének vizsgálata ki is mutatta, azonkívül meggyőz róla az a körülmény is, hogy a telep körüli kutak vizétől még eddig senki nem kapott fertőző betegséget.” – jegyzi meg a szerző.

A kapott termésátlagokról: 81,9 t/kh *takarmányrépa* termett, de rossz minőségű. A környező gazdák takarmányrépái átlagosan 2-4% cukrot és 1% fehérjét, illetve 88% vizet tartalmaznak. A telepen a répa szárazanyagban, cukorban szegényebb, míg fehérjében és vízben gazdagabb. A víz 92-93%, szárazanyag 7-8%, cukor 1,5-2,7%, fehérje 1,2-1,4% volt.

*Magtengeri.* Kevesebb öntözést, sűrűbb vetést és tökéletes gyomirtást kíván. A nagyon sűrűn álló tengeri aratáskor már olyan buján áll és annyira beárnyékolja a talajt, hogy ott gyom fel nem kaphat. Ez utóbbi körülmény főleg szennyvíztelepen fontos, hol a gyomot nem lehet kapával kiirtani az öntözött talajon, hanem csakis a sűrűn álló növényzet végez vele.

A tengerit április közepén 60x60 cm kötésben, 3-3 maggal vetették. Három kapálást kapott és gyomtalan maradt. Bár a fészkek 15%-ában nem kelt ki növényzet, 3,5 t/kh légszáraz szemtermést adott. A *kenderkóró* 3,8 t/kh kórót, az *olaszperje* 3-5 t/kh szénát termett 3 kaszálással. A *lucerna* maximális szénahozama 1907-ben négy kaszálással 8-10 t/kh mennyiségnek adódott és négy nap + hat órai vízmennyiséget kívánt meg.

A lucerna bevált. Meghálálja az öntözést, de szárazságban beéri kevés vízzel is. Nitrogén gumókat nem sikerült találnunk. Szennyvíztelep N-gazdag talaján nem köti, hanem fogyasztja a N-t. A telep talaja egyre kötöttebb és sósabb lesz, szikesedik, mert a szennyvíz sógazdag. A nagyadagú meszezéssel javult a talaj szerkezete, szűrőképessége, mely ez évben is megmutatkozott.

#### *A talaj megválasztása*

A szerző saját tapasztalatai, valamint a korabeli német nyelvű átfogó szakirodalom feldolgozásával választ keres a problémákra. A talaj feladata, hogy a szennyvíz anyagaina „oxidálón és nitrifikálón hasson”, illetve a tápanyagait a növény számára felvehetővé tegye. Ideális talaj a közép nagy szemcséből álló homok kevés humusz és jelentősebb mésztartalommal és vízáteresztő altalajjal. Kisebb terhelésnél bármely talaj szűrőképes. A nagyon finomszemcséjű talaj pórusai öntözéskor gyorsan eltömődnek, levegőzöttségét növénytermeléssel kaphatja vissza. A futóhomok alkalmassá válik a szűrésre, ha éveken át szerves trágyázással némi humuszt akkumulált. A kötött talajok csekély vízáteresztő és légjárható képességük folytán rosszul szűrnek. Tartós szárazságban a túlkötött talaj megrepedezik és a szennyvíz részben tisztítatlanul kerülhet

az alagsövekbe, befogadóba. Intenzív műveléssel, meszezéssel és növénytermesztéssel azonban javíthatók.

Városok a talaj nemétől eltekintenek, rendszerint az olcsó közelfekvő saját földjeiket használják e célra. A tervezésnél figyelembe veendő szempontok:

- A jövőbeni terjeszkedés céljaira megfelelő területek álljanak rendelkezésre. Nem kell feltétlenül összefüggő területnek lenniük.
- A szennyező kigőzölés miatt a telep elég távol legyen a lakott területektől és a fő közlekedési utaktól, de azért elég közel a szennyvíz szivattyútelephez.
- Elég mélyen helyezkedjen el, hogy a szennyvíz szivattyúzása olcsó legyen.
- Drénvizek elvezetését ne akadályozza semmi. Áradások a telepet ne ériék, illetve a drénvizet vissza ne duzzassák.
- Altalajvíz mélysége tekintetében minimum 1-1,5 m legyen, hogy megfelelő szűrést adjon. A magas altalajvíz a talaj szellőzését is gátolná.
- Domborzati viszonyok. Kívánatos a sík és sima, csak kissé lejtős terület. Így a drénvíz könnyen elvezethető, planírozás egyszerű.
- Infrastruktúra. Minden táblához kocsival járható út vezessen. A termények szállításához a városba, piacra úgyszintén.

A telep méretének megválasztása függhet a szürendő szennyvíz mennyiségétől, összetételétől, a csatornarendszertől (úszató vagy a csapadékot elkülönítő), a talaj összetételétől és fekvésétől, klimatikus viszonyoktól, pénzügyi körülményektől stb.

*A megszürendő víz mennyiségét és összetételét befolyásoló tényezők*

- Az összes fekália vagy csak egy része kerül a csatornába
- Az öblítő víz mennyisége és milyensége
- Vágóhidakról, üzemekből bekerülő szennyvizek mennyisége és minősége
- Csapadékvíz mennyisége ha a csatornába kerül és a klimatikus viszonyok
- Milyen utóbbi esetben az eső mosta utak, udvarok állapota
- Az utak, utcák locsolására használt vízmennyiség, ha csatornába kerül

Úszató rendszernél több lesz a tisztítandó víz mennyisége és nagyobb ingadozásoknak lesz alávetve a hirtelen esők miatt.

*A fekáliák összetétele és mennyisége*

Egy felnőtt ember átlagosan évente 365 kg vizelet + 55 kg bélsár = 420 kg ürüléket termel. Ebből 92,5% víz és 7,5% szilárd anyag. A kaszánya latrinában a víz 90-95%, hamu 1,6%; N 0,6-0,8%,  $P_2O_5$  0,2-0,3%,  $K_2O$  0,1-0,2%, Na 0,3-0,5% volt. A fekáliák mennyisége az összes csatornavízhez képest elenyésző 1-2%. A trágyaértékét korábban, az 1800-as években túlbecsülték és így a szennyvizek átengedéseért óriási összegeket ajánlottak fel. Az ürülék tápanyagban valóban igen gazdag, azonban felhasználása drága és körülményes. A városi szennyvizek elhelyezésénél ma már egyetlen szempont érvényesül: tőlük minél olcsóbban és gyorsabban megszabaduljanak közegészségügyi hátrányok nélkül.

Egyébként a N és K nagyrésze a vizelettel, míg a P a bélsárral távozik. Az emberi ürülékhez az öblítés, mosás, fürdés stb. útján keveredő vízmennyiség tág határok között változik és főként a rendelkezésre álló vízkészletből és annak árából függ. A németországi 1890. évi adatok szerint 150 liter/nap/fő körülire tehető a vízfogyasztás. Az efeletti fogyasztást...”a nagyon is forró klímától eltekintve, másutt hygieniailag megokolni nem lehet. Az ilyen vízpocsékolás ellen vízmérő órák felállításával és szigorú szabályokkal védekezni kellene.”

Budapesten 215, Kolozsvárt 117, Győrött 80, Szombathelyen 57, Pécsen 56, Pozsonyban 38, Aradon 36, Sopronban 26 liter/nap/fő a fogyasztás. Budapest az olcsó vízátalányával sok vizet pocsékol. A lehullott csapadék egy része elpárolog, illetve közvetlenül a talajba szivároghat. „Azért Berlinben felveszik, hogy a csapadékvíznek csak 1/3-a jut a csatornába.” A német számítások szerint 45-50 m<sup>3</sup>/év/fő csatornavíz termelődik. Londonban nagyobb a vízfogyasztás és több a csapadék, ezért 100 m<sup>3</sup>/év/fő mennyiséggel számolnak.

Úszató rendszerrel, ahol a lehulló csapadék is a csatornába kerül, a szennyvíztisztító telep területét, teljesítményét drasztikusan kellene növelni. A csapadékvíz nem olyan egyenletesen jön, mint a házi szennyvíz. Esős napokon nagyságrenddel nőhet a csatorna víze. Tavasszal a hirtelen hóolvadáskor szintén, amikor a telep talaja amúgy is nedves. Ezért bevallva vagy bevallatlanul a szennyvizek egy részét közvetlenül a befogadóba engedik tisztítás nélkül. Ezt teszi Berlin és Breslau az úszató rendszerében annak ellenére, hogy telepeik jól szűrő homokok.

Tavasszal a talaj túl vizes, a növény vízigénye csekély és gyakran szintén vízbőségtől szenved. Nyáron csökken az öntözhető vízmennyiség, a növényzet vízigényét nem tudják kielégíteni. „A szárazság tipikus tüneteit leginkább a rengeteg vízzel ellátott szennyvíztelepeken tanulmányozhatjuk, annyiival is inkább, mert a tavasszal nedves és túlságosan kövér talajon a növényzet a meleg beálltával sokkal bujább fejlődésnek indul, mint közönséges szántóföldön, de annál előbb és annál végzetesebben érzi is meg a szárazságot.

Az elkülönítő rendszerben azonban intenzív, sikeres növénytermelés folytatható, mert a csatorna/öntözővíz mennyisége napról-napra jóformán állandó. Előnye még, hogy a szivattyútelep méretei stb. kisebbre vehetők. A termések nagyobbak, a talaj kellően szellőzik és szűr. Egyébként is értelmetlen a tisztításra nem szoruló csapadékvíz bevitte a telep nagyon is költséges körforgásába.

A nagyvárosok szennyvizének N-tartalma, tápelemkészlete nem hasznosul növénytermesztéssel. A N 80-90%-a elvész. A városok nem rendelkeznek azzal az óriási területtel, amely lehetővé tenné a pocsékolás elkerülését. Berlinben pl. 1894-ben mindössze 845 ha volt szennyvízszűrésre berendezve, melyre 63554 ezer m<sup>3</sup> szennyvizet vezettek. A berlini szennyvíztelepek területe egy 1908. évi közlés szerint már 15730 ha-ra nőtt, de még így is közel nagyságrenddel meghaladhatja a termesztett növények nitrogén és foszfor igényét a terhelés.

„A termések nagyságát korántsem a talajban foglalt felvehető táplálék mennyisége, hanem a buja és vízben gazdag növényzet fejlődéséhez rendelkezésre álló vízmennyisége szabja meg.” Aradon pl. a maximális termések elérésére hektáronként 15-20 ezer m<sup>3</sup> szennyvíz helyezendő el az egész éven át. Évente 1 ha-on 10-20 ezer m<sup>3</sup> szennyvíz szűrhető meg, ezért Berlinben 250 lakás/ha szűrőtelep igénnyel számoltak. Aradon pl. 1500 lakásra 1 hektár szűrőterület esik. Az óriásinak látszó terhelés részben a csekély vízfogyasztásra, részben az elkülönítő rendszerre vezethető vissza. Aradon 13 m<sup>3</sup>/év/lakás szennyvíztermelés. A hosszú tenyészidejű és sok vizet fogyasztó takarmánynövények számára elegendő lenne a tenyészidő folyamán 4-6 ezer m<sup>3</sup> víz, míg a tápelemigényüket 1/2-1/4-ed része is fedezhetné.

A szerző *Vogel* német és *Hope* angol szerzőre hivatkozik, akik szerint ideális szennyvízkihasználás 1000 lakosra 10-20 hektár lenne. Ennek ellenére Angliában általános norma/szabály szerint 1000 lakásra könnyű talajon 4, agyagtalajon 5 ha szűrőterület szükséges. Berlini állami ellenőrző bizottság hasonlóképpen foglalt állást 250

lakosonként 1 ha az igény. Ahol tehát elegendő a terület, ott törekedni lehet a víz és a tápanyagkészlet maximális kihasználására. Ellenkező esetben higiénia szempontok döntenek, tehát a talaj mennyi szennyvizet képes megszűrni, mennyire terhelhető. *Frankland* a londoni szennyvíz szűrését tanulmányozta 4,57 m homok és krétarétegen. A kísérleteiben 33,3 liter/m<sup>3</sup>/nap szennyvizet szűrt 14 napon át.

„Az oldható anyagok a talajon való átszűrésnél kb. egy harmaddal megsaporodtak, míg az egészségügyi szempontból kifogásolható karbon, nitrogén és ammóniák tetemesen megcsappantak; az ammóniák a közegészségügyi szempontból ártalmatlan nitráttá és nitráttá alakult át és az így megtisztított víz hátrány nélkül lett volna vízfolyásba bocsátható. A tisztítás ellenben tökéletlen volt akkor, mikor a szennyvízből a fenti mennyiség kétszerese adatott.”

*Frankland* utalt arra is, hogy a sikeres szűrés feltétele a talaj légátjárhatósága. Amikor az oxigén bejutását meggátolta a talajba, 2 hét után (amikor az oxigén elfogyott) a NO<sub>3</sub>-képződés megszűnt. A szerves C és N mintegy a fele, illetve az ammóniák 1/4-e a szűrt vízben maradt.

Vizsgált összetevők, mg/liter	Szűrés előtt	Szűrés után
Oldható anyag	645	900,2
C szerves	44	5,4
N szerves	25	0,8
NH <sub>3</sub>	56	0,1
(NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> )-N	-	37,3
Kémiailag kötött N	71	38,2
Összesen:	840	982,0

*Frankland* természetes talajokkal is végzett vizsgálatokat: 1,52 m rétegeken szűrt 4 hónapon át. Arra a következtetésre jutott, hogy a talajok szűrőképességét döntően fizikai tulajdonságai (porozitás, szerkezet, tehát a légjárhatóság) határozzák meg. A kísérleteket ellenőrző szakbizottság álláspontja szerint a jól szűrő talaj 1,8 m mély alagsővezésnél ha-ént 500 m<sup>3</sup>/nap szennyvizet tisztíthat korlátlan ideig, a talajpórusok eltömítésének veszélye nélkül. Ez a szűrőrendszer 4 egyforma medencére épül, melyekbe felváltva 6-6 órán át folyhat a szennyvíz. A 10 ezer lakású város szennyvizét kb. 2 ha ilyen szűrőmező tisztíthatná, 4 x 0,5 ha-os táblákkal.

Az 1870-es években sok város zsákutcába jutott. A szennyvizek a talajok pórusait elzárták, szervesanyag a talajfelszínén rothadt a szennyvízkezelő állomásokon. Amerika felkarolta a *Frankland* eljárását, jelenleg már 23 város 2-118 ezer lakossal bevezette. Persze csak a légiárta durva szemcséjű homoktalajok alkalmasak erre. A kavicsos altalajjal bíró agyagos vízátnemerestő talaj felső rétegét lehordják, amikor szűrőmedencéket létesítenek. A szennyvíztelepet nem szabad jövedelmező befektetésnek tekinteni, hanem egy közegészségügyi intézménynek. A gazdáknak maximum 10 m<sup>3</sup>/ha/nap szennyvizet lehet átadni, mert tőlük holmi költséges alagsővezés és planírozás nem követelhető. A szakszerűen drénezett, planírozott telep átlag ötször annyi szennyvizet fogadhat ugyanakkor. Esős időben a birtokos tönkretenné vetéseit, ha sok szennyvizet fogadna.

A nyers szennyvizek tisztítása előzetes vegyi kezeléssel megötszörözhető, mesterséges biológiai kezeléssel akár megtízszeresíthető. E módszerek azonban költségesek és még nem kellően kiforrottak, általánosságban még nem ajánlhatók. A szennyvíztelep

tervezett területét végül kb. 15%-kal növelni kell az utak, árkok, töltések miatt. A szerző megemlíti, hogy amikor Arad szabad királyi városa 1896-ban szennyvizét a mezőgazdaság számára értékesíteni kívánta, egyben a vízjogi törvény által előírt szűrésnek is eleget kívánt tenni. A város a földművelésügyi miniszterhez folyamodott a tervek elkészítése ügyében, aki az aradi kultúrmérnöki hivatalt bízta meg a munkával. A hivatal szerint átlagosan és folytonosan 30 liter/sec vízsugarat jelenthet a szennyvíztermelés. Ehhez 90 kh alagcsövezett és öntözésre berendezett terület szükséges. Így egész nyáron át a kultúrnövények öntözhetők a túlóntozás elkerülésével.

Ténylegesen nem 30, hanem csak 13 liter/secundum volt az átlagos szennyvízhözam 1906-ban és 1907-ben, így a 90 kh helyett 36 kh terület is elégséges volt. Mekkora területet igényelne vajon a korábban tárgyalt *Frankland-féle* intermittáló eljárás? A kötött agyagos aradi talaj 1,5 m rétege elvileg 226 m<sup>3</sup>/ha/nap szennyvizet szűrhetne, azaz 82490 m<sup>3</sup>/év mennyiséget. Az aradi 400000 m<sup>3</sup>/év szűréséhez tehát 5 ha kellene. Azonban a talaj a vizet nehezen ereszti át, nem eléggé légjárt, időnként lazítani és pihentetni kell. *Frankland* kísérleteiben is 12 hét után a kötött talaj kezdte felmondani a szolgálatot, míg a homokos/kavicsos ágyon ilyen visszaesést nem észlelt. Tehát rendszerem nem a kötött talajokra való.

Agyagtalajon a szennyvízszűrést növénytermeléssel kell kombinálni. Elfogadott, hogy homokos talajon átlag kétszer annyi szennyvizet lehet megszűrni, mint kötött talajon. Aradon, kötött termőhelyen 2000 mm tisztul meg, míg a homokos Berlinben csak 1300-1400, Breslauban 2400 mm. Azon felüli vizet kénytelenek a vízfolyásba engedni tisztítatlanul az úsztató rendszer miatt. Az aradi elkülönítő rendszerben tehát agyagon is kb. annyi szennyvizet helyezhetünk el, mint homokon az úsztató rendszerben.

## **6. A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telepről (Kádár és Draskovits, 2012)**

### ***Bevezetés, a vállalat ismertetése***

A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep (BKSZT) 249 millió eurós beruházási költségéből 65 százalékot fedezett az Európai Unió az „Élő Duna” program keretében. A francia tervek és fővállalkozó segítségével megépült, 2009 augusztusa óta üzemelő üzem kapacitása 350 ezer m<sup>3</sup>/nap. A Budapesti Szennyvíztisztítási Kft. által üzemeltetett telep eddig 270 ezer m<sup>3</sup>/nap mennyiségű szennyvizet fogadott és tisztított, ami 1,6 millió ember által termelt szennyvizet takar. Működésének megkezdése előtt a budapesti szennyvíz kb. 50 százalékát tisztították biológiai módszerrel. Ez az arány 95 százalékra emelkedett és rövidesen a 100 százalékra nő majd. A Duna növény és állatvilága újraéledhet.

A BKSZT fogadja a fővárosi csatornahálózathoz érkező szennyvizek jelentős részét, a budai oldalról és Pest központi területéről a kelenföldi és ferencvárosi átemelő telepen keresztül. A csapadékvizet és a szennyvizet ugyanaz a rendszer gyűjti. Esős időszakban nagy mennyiségű szilárd anyag mosódik be sok lebegőanyagot hozva. Ilyenkor nő a terhelés és az energiafogyasztás. A technológia három részből áll: előtisztítás, biológiai kezelés, valamint hulladék és iszapkezelés. A nyers szennyvíz a kelenföldi és a ferencvárosi átemelő telepekről érkezik. Nyolc finomrács szűr ki minden 3 mm-nél nagyobb szilárd anyagszemcsét, majd nyolc sedipac műtárgy távolítja el a megmaradt homokot, zsírt, kiülepíthető primer iszapot. A szennyvizet a Telep analitikai laboratóriuma monitoring jelleggel vizsgálja. Az esetleges ipari szennyezők kiszűrése is



fontos feladat. Meg kell akadályozni ipari szennyvizek kommunális csatornarendszerbe való ürítését, hiszen az üzem nem ilyen szennyvizek tisztítására tervezték.

A kb. 8 órán át tartó biológiai kezelés során baktérium kultúrák segítik a szerves és ásványi szennyezők leválasztását. A foszfor biológiai eltávolítását  $\text{FeCl}_3$ -dal történő vegyszeres kémiai kicsapás egészíti ki. Végül az utóülepítő medencében válik el a tisztított víz a tisztítási maradéktól, iszaptól. Az előtisztításkor keletkező rácsszemetet tömörítik, a homokot osztályozzák, a zsírokat leválasztják és a kezelést követően hulladéklerakón helyezik el. A szennyvíz sűrű üledéke, az iszap az üzem értékes mellékterméke. Az iszapot sűrítik, víztelenítik, pasztörizálják, majd termofil anaerob rothasztó tályba töltik. Az 55-60 °C hőmérsékleten, a 12 napon át zajló rothasztási ciklusban biogáz termelődik metántermelő kultúrák segítségével. A metán és széndioxid keverékből álló biogáz némi tisztítás után elégethető. A motorok 80%-os hatásfokkal állítanak elő hő- és villamosenergiát, mely az üzem energiaigényének több mint 50%-át fedezi.

A visszamaradó pasztörizált, centrifugákkal víztelenített iszapot Budapest környékére több helyre szállítják ki közúton, naponta mintegy 8 kamionnal. 2010-ben 2044 kiszállítás történt. Napjainkban hulladéklerakók rekultiválásánál használják. A tervek között a komposztálás is szerepel, mely komposzt a kereskedelmi forgalomba kerülve részben a műtrágyákat (N, P) helyettesítheti. Az iszap jellegzetes, kellemetlen szagú. Vizsgálják a semlegesítés, a szagtalanítás lehetőségét. Az üzem eddig nem tett kísérletet az iszap mezőgazdasági bevezetésére. Nem folytak e trágyaszerrel átfogó laboratóriumi vizsgálatok, tenyészedény, kisparcellás, illetve nagyüzemi kísérletek. A végeredmény iszap talajbani lebomlásának, a talajok és a növények terhelhetőségének hosszú távú, több talajra és növényfajra kiterjedő kísérletes vizsgálata kb. egy évtizedes intenzív munkát igényelhet majd.

A szigorított, 2013-ban hatályba lépő EU szabvány szerint a tisztított szennyvíz N-tartalma maximálisan 10 mg/liter lesz a jelenlegi 30 mg/l helyett, a P pedig 1 mg/l a jelenlegi 2 mg/l helyett. Ehhez további fejlesztések szükségesek. Óvatosságra int, hogy a fővárosi ivóvíz kutak általában közel vannak a Dunához. A kibocsátott tisztított szennyvíz minőségét állandóan ellenőrizni kell a vízadó rétegek védelme érdekében. Ezen monitoring program eredményeit folyamatosan jelentik a környezetvédelmi hatóság felé (*Közép- Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség*). A VITUKI által végzett eddigi vizsgálatok szerint a BKSZT tisztított szennyvize a dunai vízminőséget, illetve a *Csepel-Halásztelek* ivóvíz bázisát nem veszélyezteti.

A keletkező iszap hosszú távú környezetvédelmi szempontból megfelelő és végleges elhelyezésére nem fordítottak kellő figyelmet. A telepi iszaptárolók folyamatos iszapszállítást feltételeznek, mindössze kb. 4 napi tárolókapacitással rendelkeznek. Az elhelyezésre nincsenek hosszú távú, több évre szóló szerződések. Ez a körülmény a Telep vízjogi üzemeltetését veszélyezteti. Az iszap elszállítására Budapest Főváros Önkormányzata pályázatokat kísérel meghirdetni 2 éves periódusra. Iszapszállító vállalkozó: *Biosolid 2009 Konzorcium*.

#### *A szennyvizek jellemzői és becsült N és P hozamok műtrágyaértéke*

A heves esőzések vize átmossa a csatornarendszert és a felkavart üledék nagy lebegőanyag terheléssel járt pl. 2010-ben. A fogadott szennyvíz mennyisége júniusban kétszerese volt a januárinak. A nitrogén és foszfor koncentrációja ugyanakkor felére

esett a bővizű hónapban. A Dunába kibocsátott tisztított szennyvíz mennyisége pl. januárban 6,4 millió m<sup>3</sup>, míg júniusban 12,1 millió m<sup>3</sup> volt, tükrözve a havi csapadék-ingadozást. A fogadott, biológiailag tisztított és a Dunába bocsátott tisztított szennyvíz minőségi jellemzőit, valamint a határértékeket az *1. táblázat* tekinti át. Az átlagos éves vízforgalom 102 millió m<sup>3</sup>.

**1.táblázat.** A fogadott, biológiailag tisztított és a Dunába kibocsátott tisztított szennyvíz minőségi jellemzői 2010-ben, valamint a betartandó határértékek

Minőségi mutató	Mértékegység	Fogadott szennyvíz	Biológiailag tisztított	Dunába bocsátott tisztított víz	Határértékek
KOI	mg/l	379	38	56	125
BOI <sub>5</sub>	mg/l	226	12	22	25
ÖLA	mg/l	217	9	24	35
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	29,2	1,3	2,1	5
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,3	8,1	5,3	17
Össz-N	mg/l	40,4	11,1	11,4	30
Össz-P	mg/l	5,1	1,1	1,1	2

Átlagos vízforgalom 102 millió m<sup>3</sup>/év; Forrás: *BKSZT Fenntarthatósági Jelentés*

Megállapítható, hogy a Kémiai Oxigén Igény (*KOI*), az 5 napos Biokémiai Oxigén Igény (*BOI<sub>5</sub>*), Összes Lebegő Anyag (*ÖLA*) és az NH<sub>4</sub>-N koncentrációja 2-3 nagyságrenddel csökkent a biológiai tisztítással. Az összes N és P szintén töredékére esett. A nitrifikáció előre haladt. A Dunába bocsátott vízben nőtt a *KOI*, *BOI<sub>5</sub>*, *ÖLA* és némileg az NH<sub>4</sub>-N mennyisége. Az elfolyó víz tartalmazhat ugyanis bizonyos mértékig tisztítatlan, a megkerülő vezetékre továbbított szennyvizet is. A betartandó határkoncentrációkat csak a biológiai tisztítással kell elérni, de a Dunába engedett víz is teljesíti.

A szennyvíztisztítási technológiai különböző vegyszereket (sók, savak, lúgok) használ. Elsősorban FeCl<sub>3</sub>-ot, melynek mennyisége meghaladhatja a 3000 tonnát évente. Szükséges a foszfor vasfoszfátként való kicsapásához és a kolloidok koagulációjához a víztelenítés előtt. A termelői biogáz szulfid tartalmának csökkentésekor is használatos. A NaOH (129 t), NaOCl (111 t), NaCl (6 t), H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (4 t), KOH (kb. 1 t), H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (kb. 0,5 t) szintén a vegyianyag repertoár része. Főként a kémiai szagtalanítás igényli.

**2.táblázat.** A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telepen (BKSZT) befolyó szennyvíz becsült ásványi elem és műtrágya egyenérték forgalma 2010-ben

Mért jellemző	Befolyó szennyvíz összetétele*	Elemhozam tonna	Fajlagos érték eFt/t	Éves értékhozam eFt-ban
*Befolyó szennyvíz: 101.816.949 m <sup>3</sup>				
Össz-N	40 mg/l	4 073	250	1 018 250
Össz-P	5 mg/l	509	641	326 269
NH <sub>4</sub> -N	29,2 mg/l	2 973	250	743 250
NO <sub>3</sub> -N	0,3 mg/l	31	250	7 750
Ásványi-N összesen		304	250	751 000

\*Forrás: *BKSZT Fenntarthatósági Jelentés (2011) Budapest.*

A befolyó szennyvíz N és P tartalmát, elemhozamát és műtrágya egyenértékét a 2. táblázat szemlélteti. Látható, hogy a 2010-ben érkező kereken 102 millió m<sup>3</sup> szennyvíz átlagosan 40 mg/l N-t tartalmazott, amely 4 073 t N-hozamnak felel meg. A jelenlegi árakon számolva 250 eFt/t a N hatóanyag ára. A szennyvíz tehát 1 milliárd Ft körüli értékű N-tápanyagot, valamint 641 eFt/t elemi P fajlagos műtrágya egyenértékkel számolva (5 mg/l P-tartalom, 509 t P-hozam) még 326 eFt értékű P-tápanyagot jelenthet. Nem becsülhető, illetve nem ismert a K, Ca, Mg, S makroelemek, illetve az esszenciális mikroelemek éves hozama és tápértéke.

Megemlíthető, hogy a hazai és nemzetközi tartamkísérletek tanulsága szerint a szerves-N egy része a mikrobiális bomlás, feltáródás nyomán elveszhet, a levegőbe elillanhat. Az ásványi NH<sub>4</sub>-N és a NO<sub>3</sub>-N formák azonban így is 751 millió Ft-ot képviselhetnek. A 38%-os N-tartalmú NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> műtrágyában a N-hatóanyag ára 250 eFt/t, tehát indokolt a szennyvíz N-hozamát és műtrágya egyenértékét ilyen módon becsülni.

A Dunába eresztett tisztított szennyvíz összes mennyisége elérte 2010-ben kereken a 105 millió m<sup>3</sup>-t. Ez több mint a beérkező szennyvíz tömege, mert hozzáadódik a Telep lehullott csapadéka és a szennyvíztisztítási technológia során felhasznált víz mennyisége is. Az elfolyó vízben az összes-N közel az 1/4-ére, az összes-P az 1/5-ére csökkent. Az ásványi N-formák koncentrációja pedig nagyságrenddel hígult. A Dunába eresztett tisztított víz azonban még így is számításaink szerint 200 millió Ft ásványi, illetve 300 MFt összes-N, valamint 74 MFt összes-P műtrágya-egyenértéket jelenthet. Ez a P-mennyiség hozzájárulhat az élővizek eutrofizációjához (3. táblázat).

**3.táblázat.** A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telepen (BKSZT) elfolyó víz ásványi elem és műtrágya egyenérték forgalma 2010-ben

Mért jellemző	Elfolyó víz összetétele*	Elemhozam tonna	Fajlagos érték eFt/t	Éves értékhozam eFt-ban
Elfolyó tisztított víz: 105.064.619 m <sup>3</sup>				
Össz-N	11,4 mg/l	1 198	250	299 500
Össz-P	1,1 mg/l	116	641	74 356
NH <sub>4</sub> -N	2,1 mg/l	221	250	55 250
NO <sub>3</sub> -N	5,3 mg/l	557	250	139 250
Ásványi-N összesen		778	250	194 500

\*Forrás: BKSZT Fenntarthatósági Jelentés (2011). Budapest

#### **A termelő szennyvíziszap jellemzői és trágyaértéke**

A Telepen termelő víztelenített szennyvíziszapból, tájékozó jelleggel, 2 átlagmintát kértünk a Telepen történt látogatás (Víz világnapja 2012) alkalmával. Az iszapot az MTA AKT TAKI ICPLaboratóriuma vizsgálta. Az iszap általános jellemzőit a 4. táblázatban foglaltuk össze. A nyers víztelenített iszap 27% szárazanyagot tartalmazott. A szárazanyag 45%-a, közel fele volt szervesanyag. A szerves-C 26%-ot, összes-N 4,26%-ot képviselt a C/N aránya 6 körülnek adódott. A szűk C/N arány az iszap gyors feltáródására is utalhat elméletileg. De ez csak szabadföldi tartamkísérletekben állapítható meg. Fontos volna ilyen kísérlet során monitoring jelleggel nyomon követni a különböző szennyvíziszap dózisok hatására a talajban lezajló folyamatokat (lebomlás, mineralizáció, kilúgzás, megkötődés, növényi felvehetőség). Meghatározni, hogy az iszapterhelés milyen mérhető változásokat okozhat a talaj „összes” és oldhatóbb, mobi-

lis elemtartalmában. Továbbá vizsgálni a szennyvíziszap-terhelés hatását a kiválasztott teszt növény ásványi összetételére, valamint a növényi fejlődésre, termésre is.

**4.táblázat.** A BKSZT víztelenített kommunális szennyvíziszap egyéb jellemzői és a 30 t/ha nyers iszappal okozott talajterhelés

Mért jellemzők	Mértékegység	*Iszap légsz. anyagban	Nyersiszapban (27% sz.a.)	30 t/ha nyers iszap talajterhelése, kg/ha
Szervesanyag	%	45	12	3 600
Szerves-C	%	26	7	2 100
Összes-N	%	4,26	1,15	345
C/N arány	-	6,1	6,1	-
Összes só	%	1,65	0,45	135
Szervetlen só	%	0,27	0,07	21
NH <sub>4</sub> -N	mg/kg	3104	838	25
NO <sub>3</sub> -N	mg/kg	38	10	0,3

\*AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 8218 mg/kg, AL-K<sub>2</sub>O 1385 mg/kg ;

Az „összes só” 1,65%-ot, a szervetlen só 0,27%-ot mutatott. Az iszap gazdag N-ben, az istállótrágya átlagos N-készletét mintegy 3-4-szeresen múlhatja felül. A N főként szerves formában van. Az összes ásványi N a N-készlet mindössze 7%-át teszi ki. Az ásványi formák közül dominál az NH<sub>4</sub>-N forma, a NO<sub>3</sub>-N elenyésző. Meghatároztuk az iszap ammonlaktát-ecetsavban (AL) oldható P és K tartalmát is. Az AL-oldható K<sub>2</sub>O mennyisége 1385 mg/kg, az AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mennyisége 8218 mg/kg értéket adott, nagy PK-trágyaértéket tükröz.

A 4. táblázatban feltüntettük a szennyvíziszap minőségi mutatóit a természetes 27% szárazanyag tartalmú nyers iszapra számolva is. Bemutattuk, hogy egy átlagos szerves trágya adaggal, a 30 t/ha leszántásával milyen terhelés érne a talajt. Egy szegény vagy közepes humusztartalmú homoktalaj szántott rétegének szervesanyag készlete akár 10-20%-kal is javulhatna. A 345 kg/ha-ra becsült összes N egy része, ismeretlen hányada hozzájárulhatna a termesztett növény N-táplálásához. A szervetlen összes só mennyisége agronómiailag nem számottevő, hasonlóképpen a 25 kg/ha ásványi N is elhanyagolható. Bár 1 t/ha kalászos N-igényét képes volna fedezni.

**5.táblázat.** A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telepen (BKSZT) termelődött szennyvíziszap ásványi elem és műtrágya egyenérték forgalma 2010-ben

Mért jellemzők	Keletkezett iszap elemtartalma, %	Anyag, illetve elemhozam, t	Fajlagos érték* eFt/t	Becsült érték eFt-ban
Keletkező szennyvíziszap: 14 644 t szárazanyag				
Ca	4,34	635	10	6 350
N	4,26	624	250	156 000
P	3,48	510	641	327 910
S	1,44	211	100	21 100
Mg	0,66	96	10	960
K	0,23	34	240	8 160
Zn	0,11	16	200	3 200
Cu	0,08	12	200	2 400
Együtt	-	2 138	212	526 080

\*Megjegyzés: Kereskedelmi műtrágyák hatóanyag árai alapján

Az 5. táblázatban a termelői kommunális szennyvíziszap tápelem-tartalma, elemhozama és műtrágya értéke tekinthető át 2010-ben. A szennyvíziszap mennyisége 16 644 t volt 2010-ben. Az elemtartalma vizsgálataink szerint 4% feletti Ca és N, valamint 3,48% P; 1,44% S; 0,66% Mg; 0,23% K volt. A Zn-tartalom elérte a 0,11%-ot, Cu-tartalom pedig a 0,08%-ot. Az iszap tehát nemcsak N-ben, hanem P-ban is igen gazdag. K-ban viszont szegény, hisz a standard almos istállótrágya a szalma alomként való felhasználása miatt mintegy 3-4-szer ennyi K-ot tartalmazhat. A Zn és a Cu dúsulása ipari szennyező forrásra utalhat. Mindez nem von le az iszap trágyaértékéből, amennyiben a hazai talajok nagy része Zn és Cu elemekben kifejezetten szegény. Az iszap tápelemhozama meghaladta a 2 000 tonnát, míg a becsült műtrágyaértéke a 0,5 milliárd Ft-ot.

Az iszapminták átlagos, cc.  $\text{HNO}_3 + \text{cc. H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” és  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható elemtartalmát, illetve az összes/oldható frakciók arányát a 6. táblázatban foglaltuk össze. Tájékoztató céljából feltüntettük az 50/2001. (IV.3.) sz. Korm. rendelet szerint az iszapokban és talajokban megengedett maximális koncentrációkat, az évente engedélyezett talajterhelést, valamint a csepeli kommunális nyers szennyvíziszap elméletileg alkalmazható maximális adagját termőföldön. Az adatokból arra következtetünk, hogy a N-szennyezésre érzékeny talajon, ha és amennyiben az iszap N-készlete az első évben ásványosodik és  $\text{NO}_3\text{-N}$  formává alakulna, az alkalmazható maximális szennyvíziszap adagja mindössze 15 t/ha/év lenne.

Amennyiben a terület N-szennyezésre nem érzékeny, a maximális adag 30 t/ha-ra nőhet. Ha az iszap lebomlását a szokásos 3-4 évre tesszük az istállótrágyához hasonlóan, úgy a talaj éves iszapterhelése racionálisan tovább emelkedhetne. A másik limitáló tényező a felhasználás során a Cu-tartalom. Az éves előírt terhelési limit 10 kg/ha/év Cu, melyet a 47 t/ha/év adaggal érünk el. Az emelkedett Zn-készlet nem jelent komoly korlátozó tényezőt. Az évente maximálisan kijuttatható 30 kg/ha Zn-terhelést csak a 97 t/ha szennyvíziszap bevitelével érünk el.

Hazánkban évente mintegy 100-120 millió tonna hulladék képződik, melynek csupán 5 %-a minősül veszélyesnek. Az ipari eredetű hulladék aránya csökken, a kommunálisé növekszik. Az ország lakossága csaknem teljeskörűen ellátott vezetékes ivóvízzel, viszont a települések fele nem csatornázott. Az EU irányelveit és a hazai környezetvédelmi előírásokat figyelembe véve a csatornázottság nőni fog a jövőben. Növekvő mennyiségű települési szennyvíziszappal kell számolnunk és biztosítani kell a szélesebb körű mezőgazdasági elhelyezést, elkerülve az esetleges talajszennyezést.

Újrahasznosíthatók azok a károsanyagokkal nem terhelt kommunális és ipari eredetű szennyvizek és -iszapok, mezőgazdasági és élelmiszeripari melléktermékek, melyek a talajba kerülve lebomlásuk és átalakulásuk során értékes tápanyagforrásokká vagy talajjavító anyagokká válnak. Hasznosíthatóságuk akadálya az esetleges nemkívánatos összetétel, nehézfém és toxikus elemtartalom. Éppen ezért minden országban szigorúan engedélyhez kötik és szabályozzák a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználását. Az irányelvek megszabják a hulladékokban (szennyvízben, -iszapban) megengedett maximális elemtartalmat, az évente kiadható mennyiséget és az összes terhelést. Vagyis azt, hogy az iszapok ismételt felhasználásával, az évek során maximálisan mekkora koncentráció alakulhat ki a talajban.

**6.táblázat.** A BKSZT kommunális szennyvíziszap „összes”(cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható) és „oldható” (NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA) elemtartalma légszáraz anyagban és alkalmazhatósága termőföldön az 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet alapján

<i>Elem jele</i>	<i>Összes mg/kg</i>	<i>Oldható mg/kg</i>	<i>Oldható %</i>	<i>Iszapban* mg/kg</i>	<i>Talajban* mg/kg</i>	<i>Kijuttatható* kg/ha/év</i>	<i>Adható** t/ha</i>
Fe	51 548	12 063	23	-	-	-	-
Ca	43 359	20 619	48	-	-	-	-
N	42 600	-	7	-	-	170	15
P	34 790	8 081	23	-	-	-	-
S	14 404	922	6	-	-	-	-
Al	8 072	22,0	<1	-	-	-	-
Mg	6 560	3 491	53	-	-	-	-
K	2 307	1 508	65	-	-	-	-
Zn	1 136	387	34	2500	200	30	97
Cu	788	14,95	2	1000	75	10	47
Na	748	545	73	-	-	-	-
Ba	295	0,510	<1	-	-	-	-
Sr	278	61,8	22	-	-	-	-
Mn	214	44,1	21	-	-	-	-
Cr	88	0,452	1	1000	75	10	420
Sn	68	0,507	1	-	-	-	-
Ni	66	30,9	47	200	40	2	112
Pb	62	4,34	7	750	100	10	599
B	26	5,86	23	-	-	-	-
Co	8,5	1,99	22	50	30	0,50	208
Mo	8,3	<kh	<1	20	7	0,20	95
As	7,8	1,93	24	75	15	0,50	238
Cd	1,6	0,488	31	10	1	0,15	94
Hg	1,3	<kh	<1	10	0,5	0,1	77
Se	<kh	<kh		100	1	1	

\*=az 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerint iszapokban megengedett és a talajba kijuttatható;

\*\*=BKSZT szennyvíziszap maximálisan alkalmazható mennyisége

A Magyarországon érvényes szabályozást az újabb, 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet, a korábbi MÉM Ágazati irányelv MI-08-1735-1990., illetve az MSz-10-509. szabvány foglalja össze. A felhasználásra alkalmas iszapoknál az egyszeri dózist gyakran a N-tartalom limitálja, nem pedig a viszonylag alacsony károselem-készlet. Az iszapok összes N-készlete több év alatt lassan hasznosul, ahogy a lebomlás végbemegy. Sajnos kevés adattal rendelkezünk a különböző iszapok N-szolgáltató képességéről, lebomlásuk sebességéről eltérő talajtani, éghajlati, művelési viszonyok között.

Megállapítható, hogy a szennyvizek milliárdos értékű növényi tápelemet tartalmaznak becsléseink szerint. Sajnos a BKSZT tervezésekor nem biztosítottak megfelelő területet, ahol az iszapelhelyezés történhetne, minimálisan javasolható lett volna 1000 ha. Hogyan szabadulhatunk meg a szennyvíziszapoktól, ha a termőföldön való elhelyezést lehetetlenné tesszük vagy megtiltjuk? A lerakás sem igazi alternatíva. A 2000. évi XLIII. hulladékgazdálkodási törvény célkitűzése, hogy a végleges lerakásra kerülő hulladék mennyisége, és ennek a biológiai úton lebomló szerves anyag mennyisége is csökkenjen. Továbbá a depók kialakítása is költséges, szűkében vagyunk városaink környékén a megfelelő depóhelyeknek, a lerakáshoz az iszapot kezelni/meszezni, vízte-

leníteni kell stb. Az égetés sem problémamentes. A legdrágább megoldás, energiaigényes. A légszennyezés miatt külön tisztítani kell a vég-gázokat és a salaknak külön depó szükséges. A szennyvíziszapok elégetésnek általában akkor van létjogosultsága, ha a mezőgazdaság nem fogadja vagy olyan összetevőket tartalmaz, amelyek a hasznosítást nem teszik lehetővé (pl. toxikus).

*Diez (1980, 1982, 1992)* Németországban javasolta, legyenek kijelölve a nagyvárosok mellett szennyvíziszap elhelyezési kármentesítési, illetve szűrő területek, ahol „ellenőrzött gazdálkodás” folyhatna. Itt speciális terhelhetőségi és talajszennyezettségi határértékeket lehetne megállapítani. A szerző München város tapasztalataira támaszkodik, ahol 1000 ha-on évente 35000 t iszap sz.a.-ot adtak ki évtizedek óta a már erősen terhelt területen és közben jelentős terméshozamot kényvelhettek el. A tisztítómű 1925-ben nyílt meg az Isar folyó hordalékán képződött terméketlen legelőn, mely a 900 mm éves csapadék ellenére sülévényes, sekély termőrétegű. A pararendzina talaj AB szintje mindössze 18 cm, a 18 cm alatt már a meszes-dolomitos murva alapkőzet található. Terméketlenség fő oka a sekély termőréteg, a víztartókéesség hiánya.

#### *Ajánlások és megoldandó problémák*

- A *Környezetvédelmi Szolgáltatók és Gyártók Szövetsége (KSZGYSZ 2001)* szerint ezer milliárd Ft-ot meghaladó szennyvízprogram során felesleges tisztító kapacitások épültek az elmúlt években, melyre a lakosság nem képes vagy nem hajlandó rácsatlakozni a drága üzemmód miatt. A szakszerűtlen beruházások környezetkárosítók, kihasználtságuk csekély, vagy feleslegesen épülnek.

- Az 50/2001. (IV.3.) sz. *Kormányrendelet* a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól értelmetlenül akadályozza az iszapok használatát termőföldön, növelve az illegális elhelyezés kockázatát. Mielőbbi felülvizsgálata indokolt, mert eltekint a sajátos hazai viszonyoktól és a szakmai érvektől.

- Az előírásokat, jogszabályokat nem értelmezi egységesen a szakhatósági hálózat. Az adatszolgáltatási, ellenőrzési tevékenység hiányos. Az érintett minisztériumok, hatóságok nem igénylik a szakemberek véleményét. Injektálás esetén indokolatlan a 300 m védőtávolság erdő esetén. Az EU tagországok ilyen védőtávolságokat nem írnak elő.

- A 170 kg/ha/év N-terhelés limitet felül kell vizsgálni. Ez a limit egyébként csak az ország termőterületének mintegy a felére, az úgynevezett nitrátérzékeny talajokra vonatkozik. Az iszap vagy komposzt N-készlete a talajviszonyoktól, gazdálkodástól függően 3-10 év alatt hasznosulhat. A szabadföldi és tenyészedény kísérletek tanulságai szerint akkor is csak részben. A nitrogén egy része ugyanis beépül a talaj tartós humuszanyagaiba.

- Megfontolandó *Diez (1982)* javaslata, mely szerint szigorúan ellenőrzött gazdálkodás mellett „kármentesítési” területet lehetne kijelölni, ahol üzemi méretű kísérlet folyhatna. Természetesen a hazai szabályozás általános előírásai és határértékei itt nem érvényesülhetnének. Mindenesetre a koncepció vitára bocsátása kívánatosnak látszik.

#### *Összefoglalás, feladatok*

Összefoglalva elérendő, hogy a toxikus elemekben szegény, fontos makrotápelemekben (N, P, Ca, K, Mg) gazdag szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása a jelenlegi becsült 10% körüli értékről az EU országokra jellemző 50-80%-

os szintre emelkedjen. Ilyen módon nőhetne talajaink szervesanyag és tápelem készlete, termékenysége, javulhat vízgazdálkodásuk és környezetvédelmi funkcióik. Kulcskérdés a megfelelő szabadföldi tartamkísérletek végzése eltérő fizikai és kémiai tulajdonságú talajokon. A hosszú távú hatások megítéléséhez, a racionális hazai szabályozáshoz elengedhetetlenek. A nemzetközi gyakorlatban elfogadott, hogy a beruházások 2-5%-át alapozó kutatásokra, fejlesztéssel kapcsolatos tevékenységre és a szaktanácsadásra szükséges fordítani.

Hazánkban sajnos nem rendelkezünk olyan jól kézben tartott, szabatos tartamkísérletekkel, melyek alapján a szennyvíziszapok és komposztok talajra és növényre gyakorolt hosszú távú hatása megítélhető lenne. Tenyészedény-kísérletet terveztünk ezért a téma vizsgálata céljából. A tenyészedény-kísérletek módszer előnye, hogy kevésbé költségigényesek, és sok kezeléssel lehet dolgozni a termőhelyek szennyezése nélkül. Kifejezettebbek a hatások és a növényi elemfelvétel, mert a talaj/gyökér aránya szűk, a gyökök nem képesek túlnőni a szennyezett rétegen. Viszont nem helyettesíthetik a szabadföldi kísérleteket, hiszen az altalaj befolyását, a klimatikus és gazdálkodási viszonyokat stb. nem vehetik figyelembe. Általában elfogadott, hogy a talajbani folyamatok egy nagyságrenddel rövidebb idő alatt végbemehetnek az „érleléshez” hasonló öntözött körülmények között tenyészedényekben (szervesanyag-bomlás, tápanyag-transzformáció, mikrobiális aktivitás). Az összefüggések feltárására, a lejátszódó folyamatok megismerésére azonban alkalmasak lehetnek.

Hazai viszonyaink között talajaink közel fele meszes, fele többé-kevésbé savanyú kémhatású már a szántott rétegben. A talajok kémhatása mellett a talajok kötöttsége, illetve agyagtartalma és humuszkészlete is meghatározó az egyes elemek viselkedése szempontjából. A talajtulajdonságok egész komplexuma változik. Ebből adódóan más lesz az elemek megkötődése, felvehetősége, toxicitása. A kísérletes vizsgálatokat tehát legalább 4 talajváltozaton szükséges elvégezni, melyek magukban foglalják a meszes és savanyú, valamint a homokos és kötöttebb talajokat. E célból savanyú és meszes homoktalajokkal, illetve savanyú és meszes kötött talajokkal célszerű beállítani tenyészedénykísérletet és szabadföldi tartamkísérleteket. Ilyen tenyészedényes kísérleteket állítottunk be korábban börtényi és városi szennyvíziszappal 1999 – 2001 között. Bár a maximális iszapterheléssel az éves szinten kiadható, illetve engedélyezett Zn-, Cu-, Cr- és Cd-mennyiségeket 10–14-szeresen léptük túl három éven át, a tavaszi árpa átlagos szemtermése közel 5-szörösére, a szalma termése 3,5-szeresére nőtt a kontrollhoz képest a 3. évben, depresszió nem jelentkezett (*Kádár és Morvai 2007; 2008abcde; 2009abc*).

Szabadföldi terhelési tartamkísérleteket kell beállítani eltérő hazai talajokon, illetve termőhelyeken. E kísérletekben meg kell állapítani az alkalmazható optimális adagokat, a fellépő talajterhelés mértékét, a szervesanyag lebomlásának, illetve az ásványi összetevők felszabadulásának éves mértékét. Hogyan változhat pl. az egyes talajok „összes” és „oldható” elemtartalma egy hosszabb periódus alatt? Továbbá vizsgálni szükséges a szennyvíziszapnak mint szerves trágyaszernak hatását a főbb gazdasági növényeink fejlődésére, termésére, minőségére, ásványi elemtartalmának változására. Hasonló trágyaszerekkel végzett kísérleteink módszertani, agronómiai és környezetvédelmi szempontú eredményeit korábbi munkáink tekintik át (*Kádár et al. 2002, 2009; Ragályi és Kádár 2008ab; 2009*).



Az üzem eddig nem tett kísérletet az iszap mezőgazdasági bevezetésére. Amint a bevezetőben utaltunk rá, nem folytak e trágyaszerezrel átfogó laboratóriumi vizsgálatok, tenyészedény, kisparcellás, illetve nagyüzemi kísérletek. A végtermék iszap talajbani lebomlásának, a talajok és a növények terhelhetőségének hosszú távú, több talajra és növényfajra kiterjedő kísérletes vizsgálata kb. egy évtizedes intenzív munkát igényelhet majd. A végtermék szennyvíziszap, mint szerves trágya agronómiai értékelése elengedhetetlen. Szükséges átfogó laboratóriumi, tenyészedény, szabadföldi, valamint üzemi kísérleteket elvégezni. Első lépésként sorozatmintavételre volna szükség, pl. 24 héten át heti gyakorisággal átlagmintákat venni, hogy az iszap összetételének időbeni változásait (szórás, átlag, stb.) megítélhessük. Más lehet az összetétel száraz és csapadékos időszakokban.

Szükséges volna a termelődő szennyvíziszap elhelyezéséhez a megfelelő területet biztosítani. Ideális lenne az 1000 ha körüli mezőgazdasági földterület. Az iszap termékkennyé tehetné a tápanyagokban, szervesanyagban szegény savanyú és meszes homoktalajainkat. Az Egyesült Államokban az ilyen, nehézfémekkel nem szennyezett „jó” kommunális iszapok felhasználása kiteljesedett. New York város szennyvíziszapját mint trágyaszert külön vonattal szállítják Kolorádó és Texas földjeire (*Chaney et al. 1997, Chang et al. 1992, Schmidt 1997, Visser 1993, Kabata-Pendias és Adriano 1995, McGrath et al. 1994*). Célszerű és elengedhetetlen a BKSZT Telepet iparvágányokkal ellátni és az iszapot vasúton a célterületekre eljuttatni.

Az elmúlt néhány évtizedben gazdag kísérleti tapasztalat halmozódott fel Magyarországon a különböző eredetű szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön való alkalmazását illetően. A szerzők általában hangsúlyozzák ezeknek a szerves trágyaszerezeknek fontosságát a talajtermékenység megőrzésében és a költséges műtrágyák kiváltásában (*Debreczeni és Izsáki 1985, Izsáki 2000, Izsáki és Debreczeni 1987, 1989, Vermes 1989, 1992, 1998, 2003*).

## A szerves trágyaszerekről régen és ma

### 1. Thaer (1809) a trágyázásról és a trágyaszerekről

#### *A tápláló és elbontó trágya. A trágyaszerek kettős funkciója*

A talajba juttatott trágya kétféleképpen hat. Részben tápanyagforrássul szolgálhat a növények számára, részben pedig a már talajban lévő tápanyagokat kémiai kölcsönhatás útján elbontja, azaz a talaj tápanyagkészletét mobilizálja és ilyen módon javíthatja a növények élettevékenységét. Az egyes trágyaszerek az egyik vagy mindkét funkciót elláthatják.

Általánosságban azt mondjuk, hogy a trágya termékenyít, termékennyé teszi a talajt. A trágyahatásnak ez a meghatározása sokakat kielégít. Azonban nemcsak az elmélet, hanem a gyakorlat számára is fontos megkülönböztetni, hogy milyen módon hatnak az egyes trágyaszerek, illetve ugyanaz a trágyaszer milyen körülmények között fejti ki egyik vagy másik funkcióját. Csak ezen különbségek alapján tárhatók fel ellentmondásnak látszó tapasztalatok és választható meg a trágya alkalmazásának helyes módozata eltérő körülmények között. Az angolok ügyesen hasonlítják össze az elsőrendű trágyákat a tulajdonképpeni tápanyagokkal, a másodrendűeket a sóval és fűszerrel, illetve az étvágygerjesztő italokkal, melyek az emésztést segítik. Ilyen másodrendű trágyaszer pl. a mész. A meszezéssel a talajtőkét tesszük felvehetővé a növény számára. Az állati eredetű szerves trágyák mindkét funkcióval rendelkeznek, tápanyagforrások és talajmobilizálók is egyidejűleg.

#### *A növényi és állati korhadék*

Minden korhadáson és rothadáson átment szerves anyag tartalmazza azokat az anyagokat, amelyek a termesztett növények előállításához szükségesek. Miután a növény gyökerei e tápanyagokkal kapcsolatba kerülnek, azokat hasznosítva kifejldnek és felveszik fajukra jellemző alakjukat. De nagyon valószínű, hogy a korhadó anyag minőségétől függően a felszabaduló tápanyagok összetétele is eltérő. Bizonyos fajtájú vagy bizonyos vegyületeket tartalmazó korhadó anyag egyik növény növekedését tehát jobban segíti, mint a másikat.

A növényi korhadék önmagában pusztán tápanyagforrás és csak kevés járul hozzá a talajban található oldhatatlan részek feltárásához, valamint a növényi gyökerek élettevékenységének serkentéséhez. Ezzel szemben az állati korhadék mindkét hatást kifejti. Nemcsak a növényi táplálkozáshoz szükséges anyagokat szolgáltatja (melyekből a növényi korhadékban kevés van, pl. N-t, P-t, S-t), hanem elősegíti az oldhatatlan humusz elbomlását és a növényt nagyobb élettevékenységre serkenti. Az ásványi trágya, ha nem tartalmaz szerves anyagot mint a márga vagy a mész, csupán vagy nagyrészt azáltal hat, hogy elősegíti a bomlást a talajban.

#### *A holt szervezetekből visszamaradt anyagok*

Az élet ereje által a három-, négy- és többszörösen összetett vegyületekben egyesített ősanyagok újra visszatérnek a szerves természetbe a szervezet halálával. Részben újra egyszerű vegyületekké alakulnak az affinitás törvénye szerint kettesével, részben pedig összetettebb új anyagokat képeznek. Utóbbiak (a humuszanyagok) már nem az élet vegyületei, de mégis annak következményei (származékai)

és semmilyen más úton nem állíthatók elő. Tehát nem nevezhetők többé az élethez kötött anyagoknak, de eredetük az életből van és az új élet kialakulásának feltételeit alkotják, minthogy főképpen belőlük táplálkoznak a növények. Azok a növények, amelyek azután ismét az állatoknak szolgálnak táplálékul. Ezek az újonnan képződött anyagok (a többé vagy kevésbé elbomlott korhadék és a visszamaradt humusz) különböznek eredetük és kialakulásuk körülményei szerint. Átalakulásuk folyamatát elbomlásnak, rothadásnak és korhadásnak nevezzük, és bár magyarázatuk nem szorosan ide tartozik, róluk a következőket kell megjegyeznünk.

A *bomlás feltételezi* az élet megszűnte után a meleget, nedvességet és némely kapcsolatot az atmoszférával. Aszerint, hogy ezek a körülmények erősebben vagy gyengébben jelentkeznek, a folyamat különbözőképpen módosul. Gyorsabban vagy lassabban mehet végbe és különböző eredményeket adhat. A növényi testek a bomlás ismert fokozatain mennek át és mindegyikben rövidebb vagy hosszabb ideig időznek, mielőtt az utolsó fokozat (a rothadás) által tökéletesen elbomlanak és korhadt állapotba kerülnek. Bár a korhadt anyagot sem tekintjük állandónak és változtathatatlanak, mégis inaktív testnek foghatjuk fel. Az állati testek ezzel szemben átugorják a bomlás első fokozatait, vagy legalábbis olyan gyorsan haladnak ezeken keresztül, hogy alig lehet észrevenni. Azonnal rothadásba mennek át, magukkal ragadva az érintkező növényi anyagokat is. Ez a rothadás azonban a külső feltételektől függően (meleg, nedvesség és levegő) különbözőképpen zajlik és a terméke is különböző lesz.

A nedvesség és a magas hőmérséklet hiánya esetén a bomlás és a rothadás nem tud kibontakozni. Mégis fellép egyfajta bomlás a szabad levegőn, melyet *korhadásnak* nevezünk. Ekkor lassú égés következik be és rendszerint kevesebb anyag marad vissza. A szén legnagyobb része ugyanis oxigénnel egyesül, és mint széndioxid elillan.

Az állati testek *rothadással* előálló gyorsabb elbomlása kétségtelenül az összetettebb, magasabb rendű eredetükből következik. (Az élettelen természet emészthetetlen anyagaiból az élő szervezetek, elsősorban a növények készítik elő a táplálékot az állatok számára.) Az állati rothadás terméke különböző és nagyobb hatású a növényekre, mivel nemcsak táplálékul szolgál, hanem serkenti is a felvételt. Az állati trágya ezért könnyebben és gyorsabban hasznosul és merül is ki. Bár messze a legerősebb, de egyben a legkevésbé tartós hatású. Úgy tűnik a bomlásnak azt a fokát, mely a növénynek a legtöbb táplálékot tudná biztosítani, átugorja és csak mérsékelt bomlási terméket hagy vissza.

Minden korhadó, elbomló állati testből trágya keletkezik, mégpedig igen erős. Általában azon állati ürülékeket használjuk fel trágyaszerként, melyeket életük folyamán állataink bélcsatornájukból és a vizelettel ürítenek ki. Ez a trágya áll leggyakrabban rendelkezésünkre és olcsón megszerezhető. A trágyát keverjük növényi hulladékokkal, miáltal utóbbiak is gyorsabban bomlanak és kevesebb veszteséget szenvednek. Másrészt az állati eredetű alkotók túl heves bomlása mérséklődik. Az istállótrágyát természetes trágyának hívják másokkal ellentétben, melyeket mesterséges trágyának szoktak nevezni. Semmi esetre sem azért természetes trágya, mert egyszerűbb és kevesebb munkát igényel, hanem mert sokak számára az egyetlen ismert és kizárólagosan használt trágyaszer.

Az állati hulladékok kémiai vizsgálata nem tartozik ide, annál inkább, mivel az eddig végzett vizsgálatok nem adnak olyan jelentékeny eredményeket a földművelés számára, mint amilyeneket elvárhatnánk. Az állatok bélcsatornáján keresztül távozó ürülék csak részben tartalmazza a héjrészeket és a táplálék el nem bomlott rostjait.

Másik része a felhasznált és a bélcsatornában lerakódott, következésképpen teljesen az állati test jellegét felvett anyagokból áll. Az ürülék tehát még a növényevő állatoknál is inkább állati mint növényi természetű, de az állatok takarmányozottsági és hízótsági állapota ebben lényeges különbséget idéz elő. Ha gyomruk olyan anyaggal telik meg, amelyben igen kevés a tápláló rész, ill. csak nehezen oldható rostot tartalmaz (szalmával etetik őket fiatal zöld növény és mag nélkül), a takarmány csaknem elbomlatlanul megy keresztül a bélcsatornán.

Ez esetben a trágya kevésbé állati természetű, mivel a lesóványodott testből keveset távolít el. Azonban még ez a kevés is alkalmas arra, hogy az állati szervezeten keresztülmenő szalmát erősebb és gyorsabb bomlásra készítse. Összehasonlíthatatlanul erősebb azon állatok trágyája, melyek koncentrált tápláló (keményítőliszt, sikkér, fehérje, nyálka és egyéb cukorban gazdag) anyagokat fogyasztanak. Utóbbiak több állati anyagot választanak ki és az ürülekük kevesebb növényi héjat ill. elbomlatlan rostot tartalmaz. Innen a feltűnő különbség a hízóállatok és az éhez, szánalmasan áttelelő állatok trágyája között. A hízóállat trágyájához messze több alomszalmát tudnak adni anélkül, hogy az egyenletes bomlást késleltetné vagy akadályozná.

A szilárd ürülékkel rendszerint összekeveredik a *vizelet*. Bár ez a folyadék főként vízből áll, tartalmaz hatékony részeket: többek között sajátságos anyagokat, foszforsavas sókat, különösen azonban ammóniát. A lepárolt vizeletet, valamint a belőle kivont sókat a növények számára rendkívül jó hatásúnak találták. Dr. Belcher a "*Communications to the Board of Agriculture*"-ban megjegyzi, hogy ezen anyagok túl erősen hatnak a növényekre. Olyannyira, hogy el is pusztíthatják azokat. A pusztulást azonban inkább a kezelést követően megjelenő különös kis sárga rovarnak tulajdonítja. Tapasztalatok szerint a vizelet hatékony részei akkor igazán hasznosak, ha a belek exkrementumával és az alomanyagokkal keverednek, így azok kívánt bomlásához, továbbá új vegyületek létrehozásához nagymértékben hozzájárulhatnak.

A szokásos trágya tehát az állati ürülek növényi alomanyagokkal való keverékből áll, mely alom rendszerint a szalma. Ezt a keveréket tekintjük általában istállótrágyának, mely jelen vizsgálataink tárgyát képezi. Jelentősen különbözik a trágya minősége az állatok szerint, még ha a takarmány azonos is volt. Mindaddig a trágyaféleségeknek csak egynémelyikét elemezték kémiaiilag. A szarvasmarhatrágyát Einhoff és munkatársai vizsgálták meg alaposabban. (Lásd: *Hermstädts Archiv der Agriculturchemie* 255. o.). További kísérletek szükségesek pneumatikus készülékekkel, hogy a különböző trágyaféleségek alkotórészei összevethetők legyenek.

#### *A lótrágya*

A lótrágya elegendő nedvesség és közepes levegőellátás esetén gyorsan erjed. Az erjedés tekintélyes hőt termel, mely nedvességet és vele együtt sok illékony anyagot elűz. Nedvesség hozzáadása nélkül nem alakul át pépes masszává, hanem tömötten tartva száraz porrá esik szét és úgy ég el, hogy végül csaknem kizárólag hamu marad vissza. Ha nagyon lazán és levegőzötten tartjuk, akkor egyenlőtlenül bomlik. Ilyenkor részben tőzgszerűvé lesz és erősen penészedik, ami trágyaértékét nagyban csökkenti. Ez a tulajdonsága kifejezettebb az erőteljesen abrakolt állatok trágyájánál, de megfigyelhető a csak fűvet, szénát és szalmát kapottak esetén is.

Ha a trágyát teljes elbomlása előtt viszik ki a földre, nagyon gyors hatást fejt ki. A növényeket erőteljes növekedésre serkenti részben abból eredően, hogy a talajban befejeződő bomlás hőt termel. A nedves, hideg, agyagos talajokon ezért igen előnyös

hatású, mert a kedvezőtlen talajtulajdonságokat javítja. Száraz meleg homok vagy meszes talajokon éppen e tulajdonsága miatt hátrányos. A növényeket kezdetben meghajtja és túlmelegíti, ennek megszűntével a növények gyöngék és betegek lesznek. Használata azért is hátrányos, mert önmagát a heves bomlás miatt gyorsan elfogyasztja és kevés marad belőle vissza. Csak a nedves és kötött talajokon igazán hasznos, ill. tartós hatást a humuszban gazdag talajokon fejt ki a fejlődő ammónia következtében. A heves erjedés után kis tömegű, de minden talajon jól érvényesülő oldható anyag marad vissza.

A lótrágyát agyagos, nedves talajon egymagában célszerű felhasználni. Mihelyt erjedni kezd (ami igen korán megtörténik) leszántjuk, így a talajt további erjedése és felmelegedése folytán mechanikusan is javítja és lazítja. Meleg és laza talajon a lótrágyát előnyösebb szilárd növényi anyagokkal (füvel) és földdel keverni, vagy egymásra rétegezve adni. Mindez a levegő szabad behatolását akadályozza és száraz időjárás esetén elegendő nedvességet biztosít. Ily módon erős és kiadós keveréket kapunk laza talajokra is.

#### *A marhatrágya*

Szintén gyors rothadásos bomlásnak indul, ha nedvesen összepréselve fekszik. A lótrágyához viszonyítva azonban kevésbé hevesen és kevesebb hő keletkezésével játszódik le ez a folyamat. Kevesebb nedvesség párolog el és ebből adódóan a vizet rendszerint nem kell pótolni. Ezért nem esik szét porrá, hanem pépes, vagy, ahogy mondják "szalonnás" masszává alakul. Ameddig kazalban fekszik, soha nem porlik ugyan, de ha teljesen kiszárad, tőzeg- és szénszerű anyaggá alakul. Fajsúlya nagyobb mint a vízé, mind friss szalmátlan, mind érett elbomlott állapotban, amikor a nyers szalma már rostjaiban feloldódott.

A talajban kevésbé gyorsan, de annál tartósabban fejti ki hatását számos növényre. Amennyiben nem lett kellően szétaprítva, úgy tőzeges állapotban 2-3 év után is megtaláljuk kisebb vagy nagyobb darabokban a szántóföldben. Magasabb vagy alacsonyabb bomlási fokon leszántva nem fejlődik belőle észrevehető hő, ezért illik kitűnően és bizonyos mértékben egyedülállóan a meleg szántóföldre. A meleg talajokat "lehűti", amit azonban mégis negatívan kell érteni. Nagyon kötött agyagos földön ugyanis könnyen hatástalanná válhat, amennyiben a művelt réteg alatt fekszik és gyakori szántással nem kerül érintkezésbe a levegővel. Friss állapotban leszántva a nyers szalmán keresztül jobban érintkezik az atmoszférával és ezáltal megfelelően bomlik. A nyers szalmának jó mechanikai hatása is van.

#### *A juhtrágya*

A juhok trágyája könnyen elbomlik, ha tömötten fekszik természetes nedvességében. A kiszáradó és laza trágya azonban lassan és nehezen erjed. A talajban is gyorsan bomlik, hatását korán és erőteljesen fejti ki. Könnyen túlhajtja az első vetést, ha nagy mennyiségben alkalmazzák. Általános szabálynak tekinthető, hogy súlyra és térfogatra egyaránt mérsékelt adaggal trágyázzunk. Hatása azonban két vetés után jórészt kimerül. Mivel a vizeletből sok ammóniát fejleszt, kiváltképpen az oldhatatlan humuszt tartalmazó földeken előnyös.

Az istállókból kikerülő juhtrágya tulajdonságai eltérőek. A felső rész szalmás, száraz és bomlatlan. Az alsó azonban elbomlott, nedves és kötött. Ha előzőleg nem forgatjuk át egyenletesebb masszává, ne alkalmazzuk válogatás nélkül ugyanazon a

talajon. A szalmás trágya hátrányos a meleg száraz magaslaton, míg a nedves mély fekvésű elsavanyodott földeken bőségesen használható. Az érett trágyát minden talajra csak vékonyan szabad elteríteni, mivel ellenkező esetben a kalászosok megdőlését okozza. A juhkarámok tiszta trágyájáról később lesz szó.

#### *A disznótrágya*

A szalmás disznótrágyáról megoszlanak a vélemények, amennyiben egyesek igen erős, mások hatástalan trágyának tartják. A takarmányozás módja minden állat trágyáját befolyásolja. A disznónál azonban mind a mennyiség, mind a minőség tekintetében kifejezetten nagy különbséget okoz, hogy a trágya sovány, szegényesen táplált, vagy hízósertéstől származik-e? A trágya kezelése is fontos tényező. Esetenként a disznók alá adott szalmát szárazon igyekeznek tartani, a lukacsos padlódeszkán keresztül a nedvességet gyorsan levezetik. Ilyenkor a trágyalevet külön fogják fel és hasznosítják, vagy elfolyni hagyják. A szalma kevés állati részt tartalmaz tehát és hatása csaknem kizárólag a bomló szalma hatásával azonos. Ezzel szemben ha a trágyalé a szalmában marad, az első bomlási folyamat után minden hátrányos hatástól mentes hatékony disznótrágya keletkezik.

#### *A baromfitrágya*

A baromfitrágyából a legtöbb gazdaságban csak kis mennyiséget termelnek, mely azonban igen hatékony és értékes. A trágya a négylábúak ürülékével szemben egy különleges anyagot tartalmaz, mely legnagyobb részét fehérjének látszik. Pontos kémiai vizsgálat van róla *Vauquelintől*, aki figyelemre méltó különbséget fedezett fel a kakasok és a tojó tyúkok trágyája között, mely a nem tojó tyúkoknál ismét megszűnik. A baromfitrágya már kis mennyiségben kiváló serkentő hatású lehet. A hatás elmaradhat, ha a trágyát csomóban és egyenetlenül dolgozzuk a felszín alá. Célszerű egyenletesen felaprítva és elosztva felültrágyázásra használni.

#### *Az emberi exkrementumok*

Elismerten hatékony trágyaanyagok, melyek a háziállatok ürülékétől jelentősen különböznek. Minőségük eltérhet aszerint, hogy az emberek tápláléka túlnyomóan állati vagy növényi eredetű-e. Ahol használatát ismerik és legyőzik az undort, minden más trágyaféleségnél többre értékelik. Egyes vélemények szerint az ember hulladéka elegendő annyi növényi táplálék előállítására, amennyi életének fenntartásához szükséges. Azért ez, amint könnyen kiszámítható, túlzás. Azonban az ilyen exkrementumokból igen tekintélyes termés lenne előállítható, ha összegyűjtésük és kezelésük megoldódna. Európában egymillió emberrel többet lehetne táplálni, ehhez kétség sem fér. Ez idáig legnagyobb részben haszontalanul bontja el a természet, vagy vízzel a tenger mélyére kerül. Oka részben a kezdeti rossz szag, az undor és az az előítélet, hogy a fekálon termő növények kellemetlen ízt kapnak.

Az említett hátrányok valójában visszavezethetők a nem megfelelő kezelésre. A fekál koncentrált, erős és ingerlő hatású trágyaszer, mely károkat okozhat, ha éretlenül és egyenetlenül elosztva kerül a földre. A fekált mint tömegtrágyát kell kezelni. Célszerű levágott gyepvel kazlakba rakni és némi égetett meszet hozzáadni. Ezáltal a túlságosan nagy ereje mérséklődik, hígul, nagyobb tömegben oszlik el anélkül, hogy értékes anyagai eltűnnének. Közben elveszti minden kellemetlen szagát, szétesik, és

erős földdé keveredik. Így a legelőnyösebben és leghatékonyabban használható mint felülszórásra alkalmas anyag. Magától értetődik, hogy többször át kell lapátolni.

Ahol a fekált nem hagyják elveszni, a trágyaszérűn terítik el. Ez a kezelési mód kevésbé hasznos, egyenetlen eloszlást nyújt. A városokban nagyobb mennyiségben és többnyire ingyen áll rendelkezésre, azonban kitermelése és kiszállítása költséges. Vidéken a gazdasági udvarokban és falvakban az árnyékszékek létesítése és a fekál összegyűjtése mindig hasznos intézkedés. Itt azonnal felfogható, gyepfölddel és mészszel keverhető, így undorító látványa szanaszét az épületek és kerítések környékén szintén elkerülhető.

Párizs mellett van egy jelentős fekálüzem, amelyben hatékony és nagyon keregett trágyaport gyártanak *pudrett* néven. A trágyát egy lejtős, kőlappal fedett felületre helyezik olyan magasan, hogy fel tudjon melegedni, majd jobban szétterítve ki tudjon száradni. Ezt követően boronával megjáratják, felaprítják, és tető alá viszik, ahol többnyire ismét felmelegszik és teljesen kiszárad. Ezután elporítják. A por barna vágódohányhoz hasonló és különösen a kertészek vásárolják drágán, akik értékelik kiváló hatását.

A hollandok szintén nagy becsben tartják a fekált. Még messziről folyékony pépes állapotban is szállítják vonaton vagy hajón, nem törődve a szörnyű bűzzel. Komposztként vagy sok vízzel hígítva alkalmazzák, hasonlóan mint Kínában és Japánban. Ezért is nevezték el japán trágyának.

Visszatérünk az istállótrágya kezelésére, amelynek legnagyobb és legjobb részét rendszerint a szarvasmarha adja. A szarvasmarha-trágyát általában szalmával fogják fel. Azon túl, hogy a szalma meleg, tiszta és kényelmes környezetet nyújt az állatnak, a trágyakészítés szempontjából is a legelőnyösebb. Ez a keverék segíti legjobban a szalma elbomlását, valamint az állati ürülék illékony részeinek megőrzését. A szalma felszívja a folyékony részeket és a vizeletet, azaz a legértékesebb alkotórészek a szalma részévé válnak.

#### *Az istállótrágya tárolása az istállóban*

A trágya kezelése igen sokféle lehet. Egyesek a trágyát sokáig az istállóban hagyják és mindig új szalmával fedik. Mivel az állat egyre magasabbra kerül, a jászolt mozgathatóvá teszik, és mindig feljebb emelik. Így a gyakori kitrágyázást elkerülik és munkát takarítanak meg. Sokan vallják, hogy ilyen módon hatékonyabb trágyát kapnak. A trágya természetes nedvességével és az atmoszférikus levegő csekély behatolásával kezd bomlani. Párolgás által keveset vagy semmit sem veszít, az állatok lecsapódó párolgását is újból felveszi.

A leírt kezelés tökéletes és az aggály, hogy az állat saját kipárolgásai önmagára nézve kedvezőtlenek lehetnek, nem megalapozott. Az ilyen istállóknak nem érezni kellemetlen szagot és a levegő élvezhető marad, hacsak a külső tiszta levegő beáramlása nincs teljesen elzárva (ami igen ritkán vagy sohasem fordul elő). Az így nyert trágya, különösen az alul elhelyezkedő, megfelelő állapotban van és átvészelte azt az időszakot, amikor párolgás útján a legtöbbet veszíthette volna. Illó anyagai már szilárdakká alakultak.

Ez a módszer azonban gazdag és lédús takarmányozás mellett alig használható, amennyiben nem tudnak hatalmas mennyiségű szalmát az almozásra felhasználni. Az ürülék tömege ilyen takarmányozás mellett olyan nagy, hogy a szalma a nedveséget nem tudja felszívni és az állat posványban áll. Elkerülhetők ezek a hátrányok

olyan állásokkal, melyet *Schwerz "Belga Mezőgazdaság"* c. munkájának második kötetében leír és képekkel bemutat. Nevezetesen az állat állása mögött egy másik legalább olyan széles és mély térség van, melybe a trágyát átrakják az állat alól, és amelybe az összes nedvesség beszívárog. Itt bomlik el a trágya, melyet rendszerint azonnal kivisznek a mezőre. Ha a dupla állásterület költségeitől eltekintünk, e módszer különleges előnyt mutathat. Már az olyan széles állások is értékesek, ahol a trágya 2-3 hétig halmozható az állat mögött, mert elmúlik a trágya erős párolgásának időszaka és így a tápanyagveszteség csökken.

Tehát ameddig lehetséges, jobb a trágyát az istállóban tartani. Ezt azonban mindig az állatok szükséges tisztasága és a száraz állás igénye határozza meg. Ha az állat latyakban áll, a betegségek összehasonlíthatatlanul nagyobb veszteséget okozhatnak, mint amennyit a trágyával nyerni lehet. A nedves állástól a lábszáron rosszindulatú daganatok és gyulladások keletkeznek, amelyek a tapasztalatok szerint halálosak lehetnek. A tej is elkerülhetetlenül szennyeződik ilyen piszkos fekvőhelyen.

Ha a trágya az állat alatt marad, gondoskodni kell róla, hogy hátul ne halmozódjék fel jobban, mint elől. Ilyenkor az állatok természetellenes tartást vesznek fel. Ez könnyen megtörténik, mivel az exkrementumok hátrafelé esnek és az állatgondozók újabb szalmával akarják betakarni. Csak száraz szalmás takarmányozás mellett lehet a trágyát teljes egészében az állat alatt hagyni. Illetve akkor is lehetséges, ha az istállót szellősen lefektetett deszkákkal borítják, melyeken a nedvesség áthatolhat. Ezt a módszert egyes vidékeken (ahol az állatot kevésbé a trágyája miatt tartják) megfelelőnek találják.

#### *A trágyatelep kezelése*

Általános eljárás, hogy az istállótrágyát először a trágyatelepre viszik, ahol hosszabb vagy rövidebb ideig többé vagy kevésbé felhalmozva tárolják, mielőtt a szántóföldre hordják. A trágyatelepeket különböző módon alakítják ki. Némelykor tekintélyesen kimélyítik és egy valódi gödrt képeznek. Helytelenül, mivel abban a nedvesség túlságosan felhalmozódik és a trágya bomlását és érését akadályozza, ill. a levegő behatolását nagymértékben gátolja. Ezen túlmenően nehezíti a trágya kihordását, melyet így nedvesen kell felrakni és legértékesebb része a szállításnál elcsepog. Az erősen mélyített szarvasmarha-trágyatelepeknek a hátránya olyan általánosan ismert, hogy már alig használják. Inkább csak ott, ahol a trágya szétterítésére és összegyűjtésére nincs hely.

Ezzel ellentétben mások meggyőződve a túlságosan nedves elhelyezés hátrányairól, a trágyát sík felületen, vagy akár dombos helyen tárolják. Itt azonban túlságosan elveszítheti nedvességét és ezzel a leghatékonyabb részeit. A trágyatelep csekély mélyítése látszik tehát a legcélravezetőbbnek. Egyik oldalán kissé lejtős legyen, és áttört lefolyóval rendelkezzen, mely a fölösleges nedvességet levezeti és egy célszerű trágyalétartályba viszi. Körös-körül kiemelkedő pereme legyen, hogy megakadályozza idegen víz bejutását. Így a túlnedvesedést még akkor is elkerüljük, ha az állat nagy víztartalmú táplálékot, pl. szeszmoslékot kap.

#### *Vegyesen vagy elkülönítve kell-e a különböző trágyaféleségeket kezelni?*

Vagy külön trágyatelepet készítünk minden egyes állatfaj trágyája számára, különösen a lovaknak és a disznóknak a trágyájához, vagy minden trágyát egy telepre



viszünk a szarvasmarha-trágyával keverve. Ahol a művelt talajok feltűnően különbözöek és a gazdasági udvar terjedelme megengedi, tanácsos a különféle trágyákat elkülöníteni és minden trágyaféleséget arra a földterületre és azok alá a növények alá adni, amelyeknek legjobban megfelelnek. A lótrágya telepet ekkor mélyebben helyez-zük el egy szűk, de tekintélyesen kimélyített gödörbe, hogy a nedvességét jobban megőrizze. Így csökkentjük a felmelegedését, a trágya tömött marad, és kevésbé érintkezik a levegővel. Bomlása és érése is lassúbb lesz. Nem porrá, hanem inkább pépes masszává válik, leginkább akkor, ha időnként megnedvesítjük. Amennyiben erjedését még inkább gyengíteni akarjuk, célszerű disznótrágyát rakni közé, és a disznótrágyalevét is ide vezetni. Ezáltal a hidegebb és kevésbé bomló disznótrágya is együtt érik vele és ebből a keverékből igen jó massa keletkezik.

Általában azonban célszerűbb a különböző trágyaféleségeket (egészen a barom-fitrágyáig) egy telepre vinni. Mégpedig felváltva rétegezve és egyenletesen elterítve, hogy egymással érintkezzenek. Ennek az a nagy előnye, hogy az egyik trágya-féleség hiányossága vagy hátránya a másik által megjavul és kiegészül. A lótrágya túlságo-san gyors erjedését visszafogjuk, a marha- és sertéstrágyáét meggyorsítjuk és így egyenletes, egyformán bomló, ún. érett massa keletkezik.

A juhtrágyát elkülönítve nyerik, részint mert a juhakol rendszerint nem tarto-zik a szokásos gazdasági udvarhoz, részint mert a juhtrágyát szívesen hagyják egész télen az akolban. Mindig új szalmával fedik be, hogy fölül elég száraz maradjon. Kihordása nehézségekbe ütközik télen még akkor is, ha a birkákat nappal ki lehet hajtani. Ha valamennyire felhalmozódott és megmozgatják, olyan szúrós ammónia-szagot fejleszt, hogy a jászolok és a nyáj eltávolítására gondolni sem lehet. Amennyi-ben ezek a nehézségek nem léteznének, az istállótrágya és a juhtrágya keverése min-denképpen hasznos lenne.

#### *A levegő távoltartása az érés alatt*

A *Hermbstadi Archiv I.* kötetében közölt kísérleteink, valamint más megfigyelé-sek meggyőzték arról, hogy a trágya erősebb lesz és kevesebbet veszít, ha a levegő szabad behatolását megakadályozzuk amennyire lehetséges. Ugyanis ez tökéletesen nem lehetséges víz nélkül. Az intenzív erjedés idején az illó anyagok fejlődése erőtel-jes, ekkor a földdel való borítást tartom előnyösnek, ha az nem jár nagy munkával. Mivel a földelés körülményes, talán elég a trágya egyenletes terítése egy viszonylag lapos felületen.

A frissen kihordott trágya felül fekszik és nem érlelődik számottevően, de meg-akadályozza a már bomló alsó rétegek túlzott levegőzöttségét. A keletkező gázok (az ammónia kivételével, mely ebben a helyzetben még kevésbé képződik), nehezebbek, mint a levegő, tehát alul maradnak. Felfogja őket a felső trágyaréteg, mely megvéd az elillanástól és valószínűleg ismét felszívódnak új vegyületekbe lépve. Az így kezelt trágyatelepen nem lehet szagot érezni, a fölötte felfogott levegő nem zavarosítja ész-revehetően a mészvizet és a salétromsav nem képez gőzt. Csak ha megmozgatjuk a trágyát, akkor következik be mindkettő igen erősen. Ez bizonyítéka annak, hogy a szénsav, a nitrogén és a hidrogén, bár nagymértékben felszabadulnak, nem távoznak el, hanem új vegyületekbe mennek át.

Fontos a trágyát egyenletesen és nem túlságosan nagy felületre teregetni. Ha kis kupacokban dobják a trágyatelepre, akkor a rétegek nem fedik egymást és üregek képződnek. Az üregekben azután penész keletkezik, ami csökkenti a trágya értékét.

Az egymásra rétegzett trágya összenyomása előnyös, ezért tanácsos a telepet korláttal ellátni, hogy az istállóból kiengedett állatok megtapossák. Tudom, hogy egyesek a trágyának ezt az összetömrítését hátrányosnak tartják. Én azonban azt találtam, hogy a trágya azon a helyen, ahol naponta több kocsival mentek rajta keresztül, a legjobb tulajdonságú és teljesen elbomlott volt.

Ha a trágyatelep egy része már elérte az 5-6 láb magasságot, célszerű földréteggel vagy gyeptéglával befedni és így érni hagyni, az új trágyát pedig egy másik helyre halmazni. Ez alatt a takarás alatt a trágya egyenletesen bomlik el anélkül, hogy párolgás útján jelentős veszteség lépne fel. Ami mégis kipárolog, azt a talajréteg felfogja. A tetejére rakott és még el nem bomlott gyeptéglákkal a trágya kiszállítása után a telep alját feltöltik és így azok értékes trágyává válnak.

Hogy elkerülhető legyen a trágyalének a talajba való beszivárgása, azt tanácsolják, hogy a trágyatelep helyét döngölgék le, vagy kis kövekkel (műkövel) rakják ki, esetleg vakolják vagy kicementezik. Ily módon vízátnemeresztő aljzatot próbálnak készíteni. Agyagos talajon ezek az intézkedések szükségtelenek, de homokon célszerűek. Régi trágyatelepen a kikövezést el lehet hagyni homokos talajon is, mert ha már egyszer átítatódott a talaj trágyalével, akkor többet nem vesz fel és nem is ereszt át. Egy ilyen trágyatelep helyét egy láb mélységig feltártam és teljesen feketének találtam. Alatta éles határvonallal elvált a tiszta fehér homok. Egyáltalán nem aggódom tehát, hogy a trágyalé a homokba túl mélyre beszivároghat.

Ha a trágyatelepet kihordják, és új réteget kívánnak odatenni, akkor tanácsos az alját feltölteni mindenféle nehezen bomló növényi hulladékkal: falombbal, száraz zöld részekkel, száraz torzsákkal, fűrészporral vagy akár fűvel, röviden mindennel, ami a vizeletet fel tudja fogni és elkorhadása után trágyát ad.

Svájcban minden kisebb beavatkozást nagy gondossággal végeznek. A szalmás trágyától a trágyalevet elkülönítik és külön használják fel. Az istállóból kikerülő szalmás trágyát pedig szabályos kazlakba gyűjtik. A kazlak szélein helyezik el a hosszabb szalmát és villával összehúzzák, így a tulajdonképpeni trágya belülre kerül a szabad levegőtől elzárva. A kazlakat függőlegesen 5-6 láb magasra rakják és gondosan beburkolják. Kívülről nagy méhkasozóhoz hasonlóak, mivel csak a szalma látszik. Száraz időben a kazlakat trágyalével vagy vízzel öntözik, hogy az erjedéshez szükséges nedvességben tartsák. A trágya belül kiválóan egyenletes és érett annak ellenére, hogy a trágyalé jó részét korábban már elkülönítették. Mivel ezek a kazlak egymástól függetlenek, tetszés szerinti érettségű trágya áll rendelkezésre. A módszer minden bizonnyal több figyelmet és összehasonlító kísérleteket érdemel.

A vélemények nagyon eltérőek a trágya kihordását, ill. a felhasználás időpontját illetően. Általánosabb vélemény szerint csak az érett, elbomlott trágyát célszerű a szántóra kivinni, melyben a szalma legalábbis eredeti szerkezetét elvesztette. Ha ilyenkor még nem is bomlott el egészen, a trágya tömege már egyenletesen kezelhető és többé-kevésbé vaj- vagy szalonnaszerű állapotban van. Ezt az állapotot a trágya gyorsabban vagy lassabban érheti el aszerint, hogy a hőmérséklet és a nedvesség mennyire volt megfelelő. Nyáron a trágya 8-10, míg télen 20 vagy még több hetet is igényelhet. Az érett massa teljesen elvesztette bomlási hőjét és csak kezdetben párolog, amikor megmozgatják. Eleinte bűdös és dohos, majd egy ideig még egérszagú. Színe sárgás, mely levegőn hamarosan feketés-barnává lesz. A földön szétterítve szárazságban szén tőzeg alakú, majd hamarosan nedvességet vesz fel és szétesik. A szántott réteggel így egyenletesen keveredik.

Mások a hosszú szalmás bomlatlan nyers trágyát részesítik előnyben, melyet közvetlenül az istállóból visznek ki a szántóföldre. Ha a trágya már az istállóban túljut fő erjedési időszakán, úgy az alom legalább abban az állapotban van, mintha a trágyatelepen feküdt volna. Télen az istálló levegőjének a külsőnél magasabb hőmérsékletén ezt az érettséget hamarabb elérheti. Némelykor azonban az egészen friss szalmás trágyát viszik ki a földre és amint lehetséges alászántják. Egyes esetekben ezzel nagyobb hatást vélnek elérni, mint az elbomlott trágyával. A nehéz és hideg talajon ez az utóbbi eljárás kétség nélkül alkalmazható, amennyiben a trágyát közvetlenül a barázdába helyezik. A trágya itt erjedni kezd, felmelegszik, a talajt is felmelegíti a szalma által levegőztetve, majd gázainak fejlődésével lazítja.

A keletkezett ammónia főként a nehezen bomló talajhumuszra hat, mely kiváltképpen az ilyen talajokban található. Sokféle kölcsönhatást idéz elő. A talajban lévő tápanyagokat erősebben tárja fel, mint az a trágya, amely már a bomlason túljutott. Ezzel szemben a hosszúsalmás éretlen trágya haszontalan, sőt káros is lehet a száraz, laza, kihasznált sovány talajon. Különösen akkor tapasztaltam hátrányait, amikor röviddel a vetés előtt került bedolgozásra és a kelésig nem bomlott el. Szárazság idején ilyenkor a növények könnyebben elszáradtak. Nedves időjárásban viszont erőteljesen növekedtek, de sárgás halvány színt nyertek és részben kipusztultak vagy gyengék maradtak, ill. mészharmatosak lettek és tökéletlen magvakat hoztak. Úgy tűnt, hogy túl sok szén és túlságosan kevés nitrogént kaptak táplálékul.

Ha az éretlen szalmás trágya a talajon vagy a talajban kiszárad, évekig nem esik szét és nem keveredik a földréteggel. Nagyon sokára válik hatékony humusszá, mivel nem indul erjedésnek, hanem csak szétmállik. Innen ered az a megfigyelés, hogy az első terménynél nem hatásos trágya, a következőkben sem lesz az. Sok múlik tehát azon, hogy a trágyát a talajféleségnek megfelelő állapotban hordjuk ki és dolgozzuk be. Az erős erjedésben lévő trágyát mozgatni igen hátrányos. Ekkor sok hatékony anyaga elvész szabad érintkezésbe kerülve a levegővel.

Ha a hosszúsalmájú friss trágyát télen kihordva a talajra terítjük és a tavaszi beszántásig rajta hagyjuk, szembetűnően jó hatást érhetünk el, amennyiben a lefolyó víz a kivont alkotórészeit nem viszi el, hanem a talajba mossa. A téli takarás rendkívül lazává és feltűnően termékennyé teszi a talajt. A kilúgzott de el nem porladt szalmát gyakran összeszedték és újra felhasználták almózásra. Az érintett talaj látványosan ugyanolyan termékenységre tett szert, mintha az egész trágyát leszántották volna. Gyakran trágyázzák a réteket ilyen módon. Hosszú és rövid szalmájú trágyát borsó és búkköny vetésre terítve és rajtahagyva a vetés keresztülnőtte. Meleg, laza és középkött talajon ennek a módszernek kiváló hatásáról meggyőződhetünk. Különösen a későbbi vetésnél tűnik előnyösnek, sőt megmagyarázhatatlan módon a következő évi termés is jobb itt, mint ahol az elbomlott trágyát szántottak alá. Jóllehet mindig siettek a termés betakarítása után a tarló leszántásával.

1808-ban tavaszi réparepcét vetve egy gyenge földbe here alávetéssel, azt egészen friss szalmás trágyával fedték be. 1809-ben feltörették a herét és rozssal helyettesítették. A vetés a szomszéd táblával szemben (mely a nyáron trágyázott ugar volt) nagyon előnyösnek mutatkozott. Úgy tűnik, hogy a szántó felszínén elterített, szabad levegőn forró erjedésen átment trágya a meleg és száraz évszakban sem veszít, sőt nyerhet tápanyagokat. Mindez egy sor, többek által beállított összehasonlító kísérlet alapján csaknem kétségtelennek látszik. Bár kevéssé hihető azoknak, akik nem végeztek erre vonatkozó kísérleteket és úgy gondolják, hogy szükségszerűen veszítenie

kell a párolgás útján. Ez "a priori" olyan valószínűnek látszik, hogy általánosan tanácsolt a nyáron kiszórt trágya mielőbbi alászántása.

*Mecklenburgban* a gazdák ennek ellenkezőjéről számoltak be. Feltehetően az érett trágya párolgása nem olyan nagy, bár kihordásánál és szétterítésénél erős szagot bocsát ki. Az első kipárolgást azonban semmilyen módon nem lehet elkerülni. Mivel végtelenül finomak és könnyen terjednek az illatozó kipárolgások, mennyiségüket nem kell sokra becsülni. Néhány szemcsényi szalmiák évekig megtölthet szagával egy nagyobb légtérrel anélkül, hogy súlyából észrevehetően veszítene. Később az ilyen trágya már nem terjeszt rossz szagot és egy kísérlet szerint súlyából sem veszít.

Bizonyos bomlási folyamatok még végbemennek nedves állapotban, amikor is a trágya oxigént vesz fel és szénsavat fejleszt. Valószínű azonban, hogy nedvesség hatására a szénsav a talajba jut és azt termékenyíti. Szárazságban pedig a bomlás nem megy végbe. Ahol az ilyen trágya néhány hétig feküdt az ugar élénken kizöldül azonkon a helyeken is, melyek közvetlenül nem érintkeztek vele. Termékenyítő hatása tehát a környezetre is kiterjed, mielőtt bekerül a földbe. A fentiekből adódóan nem nagy baj, ha a trágya leszántatlanul szétterítve hosszabb ideig ott fekszik. Kivételt képez a lejtős tábla, ahol a lefolyó eső vagy csapadékvíz kimoshatja és gyengítheti. Ez utóbbi esetben kazlakba rakjuk a tábla szélén. Meg kell azonban jegyezni, hogy kazlakban a trágya még télen is erősebben bomlik, és sokkal jobban összeesik, mint az udvarban. Mindez a levegővel való nagyobb fokú érintkezéstől és ez által a tovább tartó erjedéssel előidézett párolgástól származhat.

Nagyon hibás eljárás a trágyát kis kupacokban úgy hagyni, ahogy a kocsiról ledobják. Ha még nem fejeződött be az érése, ezekben a kis kupacokban nagy veszteséggel bomlik el, miközben a szél a keletkező illékony anyagokat elviszi. Ezen túlmenően egyenetlenül erjed, a közepén erősen, a széleken kevésbé vagy egyáltalán nem. Ereje és oldott részei ott szivárognak be a talajba, ahol a kupac fekszik. A gyenge, kevésbé oldott rész visszamarad. Ezért a leg gondosabb szétterítés után is a kupacok helyén gyakran több éven át a vetés túlságosan buja lesz vagy megdől, míg másutt a növények száználmasak. Fontos szabály ezért a kupacokba ledobált trágyát azonnal, még aznap szétteríteni.

#### *A trágya kihordásának ideje*

Ez a gazdálkodás módja szerint nagyon különböző. A tiszta ugaroló, valamint a szakaszos gazdálkodás esetén rendszerint a tavaszi művelés és az aratás közötti időszakban történik. A trágya főképpen a téli trágyából áll. Ahol az állatokat éjszakára istállózzák, ehhez még az előző nyári és az ez évi tavaszi éjszakai trágya is hozzájárul. A trágyának legnagyobb része tehát már erősen elbomlott a legfelső rétege kivételével. A figyelmes gazda az elbomlott trágyát nedves hidegebb helyekre, az éretlent szárazabb és melegebb területre viteti ki. Persze nehézségekbe ütközik ennek gyakorlati véghezvitele.

Némely gazdaság a trágyát különböző növények alá használja és különböző évszakokban hordja ki, a trágya legkedvezőbb érettségi állapotának megfelelően. A téli trágya főképpen a kapás növények alá kerül. A bomlatlan szalmás trágya különösen előnyös a kötöttebb talajon termesztett burgonyának. A talaj fellazul és a csírázó vetőgumó érintkezésben marad a levegővel. Célszerű az összes trágyát vetéskor a burgonya barázdába adni. Más gyökérnövényeknek (különösen a kapásoknak) az elbomlott trágya sokkal megfelelőbb és laza talajon szükséges feltétele fejlődésüknek.

Ezt követően kerül sor a borsó és a bükköny trágyázására alászántva vagy felülszórással. A melegben gyorsabban bomló friss trágya a későbbi kapásnövények, ill. a repce alá kerülhet. Ami trágya a nyár közepe után termelődik, az őszi gabonák alá adható. Esetleg azon növények tarlójára viszik ki, melyekre a jövő évben kapást vagy hüvelyeset vetnek. Vagy komposztként használják fel és nagy kazalba rakják. A trágyahordó kocsik ezekben a gazdaságokban sohasem áll, mert mindig van megfelelő trágya. Egyenletes elosztásnál a fogatos munka egész éven keresztül hasznosul.

Kérdés, az ugar trágyázása melyik szántással történjék? A legtöbben az utolsó előtti tekintik kívánatosnak. Mások szerint azonban hátránya, hogy az utolsóval a trágya ismét a felszínre kerülhet. Kevésbé tarthatunk a felszínre kerüléstől. Mindenesetre jobbnak tűnik, ha a trágyát három szántással keverik be a talajba. Ezért (amennyiben lehetséges) akár az első szántással is be lehet dolgozni, ha az a nyár közepe után történik. Az utolsó szántással leforgatni mindenképpen hibásnak tekinthető, mert az gyakori oka lehet a vetés sikertelenségének. Ennél az utóbbi módszerrel soha sem keveredhet megfelelően a trágya a talajjal. Csomókban marad, egyes helyeken túlságosan felmelegszik, máshol pedig el sem bomlik és még évek múlva is tözgeszerű állapotban található a talajban. A vetés ezután foltos és egyenetlen. Rovarok és egerek is költöznek a buja foltokba és így telelnek ki.

Különösen a hosszúszálmájú nyers trágya tél előtti alászántása jár a legrosszabb következményekkel. A talaj rögzössé válik, és nem tud leülepedni. Nedves meleg időben és korai vetésnél a trágya tél előtt erjedésnek indul. A vetés buja lesz, de gyenge, valószínűleg nitrogénnel telt és túl érzékeny, ezért nem tud áttelelni, megrohad és kipusztul. Ha a hosszúszálmájú trágya tél előtt nem kezd el bomlani és meleg száraz tavasz köszönt be, a vetés elsárgul és elhal. Mindezek az esetek megfigyelhetők. Jótékony hatás csak kivételesen fordul elő kedvező körülmények között.

A korábbi alászántással szemben némelyek előítélettel viseltetnek. Szerintük a trágya ereje a gyomok nevelésére fordítódik haszontalanul és károsan. Valójában a gyomok erőteljesebb kelése távolról sem káros, inkább előnyös. A gyommagvak és gyökerek ritkulnak ez által, a fiatalon alászántott zöld növény a trágya és a föld erejét pedig nyilvánvalóan gyarapítja. Minden megfigyelés ellentmond ennek az előítéletnek, melyet valóban csak kevesen fogadnak el.

#### *A különböző talajok trágyázása*

A trágya célszerű elosztása a gazdaságban nagyfontosságú és tökéletes körülményt kíván. Gyakran óvnak a túlságosan erős trágyázástól vagy túltrágyázástól. Különösen a gabonafélékre lehet könnyen ártalmas, mivel megdőlést okoz. Nem ritka az olyan példa, amikor erős trágyázással nagy termést akarunk elérni és keveset aratunk. Van a trágyaerőnek egy maximuma (különösen a frissnek), amelynél a legnagyobb termést kapjuk. A maximumot túllépve azonban veszteséget fogunk elszenvedni. A trágyaigény kedvező mértékét azonban nem lehet pontosan meghatározni. Tudjuk, hogy ez talajféleségek szerint különböző. Az agyagos nedves talaj erősebb trágyázást követel és visel el, mint a homokos és meszes meleg talaj. Ez azonban az időjárás véletlenszerűségén is múlik. Ha az időjárás kiváló, a szokásos kielégítő trágyázás a gabona túlságos bujaságát és a termés csökkenését okozhatja. Ilyen években a terméskülönbség is kisebb a gyenge és erős gazdaságok között, mint a szokásos vagy terméketlen években. Ha közvetlenül a kalászos trágyázzák tanácsos a maximálisnak tartott adagot csökkenteni.

Azon ritka esetekben, amikor bőségesen van trágya, a túltrágyázás veszélyét el kell kerülni. A trágyát nem a gabona, hanem olyan növények alá adjuk, melyeknél az erőteljes fejlődés sohasem káros. A káposztát, a legtöbb gyökérnövényt (a burgonya kivételével), sorba vetett babot, kukoricát, repcét, zölden lekaszálandó bükkönyt nem lehet túltrágyázni. Ezek a vetések a trágya kezdeti erejéből annyit vonnak el, hogy az utánuk következő gabona nem szenved tőle. A trágya hidegebb lesz vagy kevésbé aktív, eltávozik a fölösleges hidrogén és nitrogén, ugyanakkor keveset veszít a széntartalmából.

Gyakoribbak azonban azok az esetek, amikor a trágya nem elégséges ahhoz, hogy minden tábla a minimumot, a legszükségesebbet megkapja. Ilyenkor az egész gazdaság alapját képező gabonaföldeket elégtűjük ki teljes mértékben, még ha a kevésbé fontos területek trágyázatlanul is maradnak. Az már persze nem helyeselhető, amikor a fő területeknek többet adnak mint amennyi szükséges, a többbitől pedig mindent megvonnak. Valóban nagyobb hasznót hozhat a trágya, ha jó földekre adjuk nagyobb mennyiségben. Egy idő után azonban a trágyázatlan terület visszaesését a jó talaj magasabb termésével nem pótolja. Nemcsak a jobb földek trágyázásáról kell tehát gondoskodni a rosszabbakat elhanyagolva, mint a rövid idejű bérlő. Sőt, a leromlott földek feljavítása érdekében a még nem kimerült tábláktól kell először elvonni valamit. A javítandó talajokat kíméletesebben kezeljük és esetleg átmenetileg az össztermés csökkenésére is számíthatunk. A kimerült földek kezdeti trágyázása gyakran kis hatást mutat. Itt szükséges a középutat, a fokozatosságot megtalálni, még ha el is határozzuk magunkat a kis szemtermés elviselésére.

#### *A trágya térfogata és súlya*

A trágya mennyiségét rendszerint a fogatos szekérrakomány alapján becsülik. A befogott lovak teljesítménye persze a trágyás kocsinál is eltérő, függ a teher eloszlásától. A négyes fogatú trágyaszállító kocsin nincs kétszer annyi mennyiség, mint a kettős fogatún. A négyes fogatra rendszerint 1850 fontot, a kettős fogatra 1110-1295 fontot számítanak. A tényleges trágyasúly nemcsak az igásállat erejével van kapcsolatban, hanem a szokásoktól, a rakodástól, az évszaktól, az utaktól és a távolságoktól is függ. A trágya súlya más nedvesen és szárazon. Amennyiben a teljes trágyatermés tömegét és súlyát akarjuk megismerni, egy átlagos szekér trágyát időnként meg kell mérni, hogy a felrakandó és kiszállítandó trágya mennyiségét megtanuljuk szemmérték szerint becsülni. Egy nagy mérleggel (mely egyébként is hasznos a gazdaságban) az egész szekérrakományt le lehet mérni.

Az 1850 font közepes terhelés négy ló számára, mert rövid és jó utakon erős fogattal nyáron 2750 fontot is elvisznek. A trágyát térfogat alapján becsülni még bizonytalanabb, mert az a benne lévő szalma arányától és bomlásának mértékétől függ. Egy köbláb igen szalmás trágya gyakran nem nyom többet 40 fontnál. Egy köbláb érett trágya, amelyben a szalma már rostjaira esett szét, préselés nélkül 52-55 font. A trágya tulajdonképpeni ereje, minősége inkább arányban van a súlyával, mint a térfogatával. Amennyiben az 1850 font súlyú kocsirakományból 11, 18 vagy 22 szekérnyit visznek ki egy holdra, az elsőt gyenge, a másodikat jó, a harmadikat erős vagy gazdag trágyázásnak nevezzük.

### *A trágya kihordása*

A trágya kihordása a legfontosabb műveletek egyike, ezért a munkafelügyelő különös figyelmét követeli meg, hogy ne csak szorgalommal, hanem rendben legyen végrehajtva. Tanácsos összeszedni annyi fogatot és kézi erőt, amennyit csak lehetséges. A trágyázandó tábla távolsága szerint 2-3 fogatra egy plusz váltó kocsi is szükséges, hogy mindig álljon kocsi a trágyatelepen rakodásra. Megfelelő időbeosztással elérhető, hogy pl. három fogat esetében az egyik az odafelé úton, a másik a lerakodásnál a földön, a harmadik a visszaúton legyen és egyik se álljon hosszabb ideig, mint amennyi a lovak megrakott kocsiba való befogására szükséges. Le kell mérni a fogatok menetidejét. A rakodók számát úgy kell megállapítani, hogy bár állandóan dolgozzanak, de a fogatnak ne kelljen várni a rakodás befejezésére.

A kihordás munkaerőigénye a trágya állapotától függ. Általában egy fogatra másfél embert számítanak, vagy egy férfi és egy női munkaerőt. Ha a munka gyorsan megy és a trágya nagyon tömör, ez a munkaerő nem lesz elégséges. A kiszórandó trágya mennyisége inkább a kihelyezett trágyakupacok egymástól való távolságával, mint azok nagyságával jellemezhető, mivel könnyebb mérni a kupacok távolságát. Úgy találtam, hogy a legalább 1850 fontot tartalmazó rakományokból 9 kupacot raknak le, azaz minden kupacot 205 fontra lehet becsülni. A trágyázás szándékolt nagysága szerint ezután könnyen meghatározható az a távolság, ahogyan a szekerek egyenes sorokban egymás mellé kerülnek.

Általában egy vagy két fogathossz távolságot vesznek alapul a sorokban. A sorok távolságát rendszerint lépésekben méri ki a munkafelügyelő. Nem ritkán a tábla egyik részét erősebben, a másikat gyengébben trágyázzák. Magaslatok pl. erősebb trágyázást viselhetnek el, mélyedések pedig gyengébbet, mivel a termékenységet biztosító anyag ide lehúzódik. A hozzá nem értő munkafelügyelők hajlanak az ellenkezőjére. Azt hiszik, hogy a trágya a magaslatokon kevésbé hasznosul. A cselédek sem kevésbé hajlamosak a magaslatokat elkerülni. Fontos tehát a munkafelügyelő vagy legalább egy megfelelően felkészített ispán jelenléte, aki a trágya elosztását irányítja és a fogatok mozgását figyelemmel kíséri.

Ha elegendő munkaerővel rendelkezünk célszerű a kihordott trágyát azonnal kiszórni illetve elteríteni, hogy a felügyelő egyszersmind erre is figyelni tudjon. A trágya annál könnyebben szétosztható, minél kevésbé süppedt meg a trágyakupacokban. Legbiztosabban úgy kerüljük el az összetömődést, ha nem hagyjuk a trágyát sokáig feküdni a kupacban, ami több szempontból is hátrányos.

A trágya egyenletes kiszórásán, terítésén sok múlik, itt nem szabad a munkaerővel takarékoskodni. A trágyaszórók mögé egy értelmes embert kell beállítani, aki munkájukat ellenőrzi és a tökéletes terítést biztosítja az egyben maradt csomók eloszlatásával. Az egyenetlen trágyázás (alul- vagy túlادagolás) termés-csökkenést okoz. Ezután a trágya tökéletes bedolgozását kell elvégezni, főként a szalmás trágyáét. Utóbbinál tanácsos, hogy vasvillával vagy gereblyével menjenek az eke után, hogy a trágyát a barázdákban egyenletesebben osszák el. A hosszú szalmájú trágya időnként kiáll a barázdákból, ami nem nagy baj, ha még többször lesz szántva. Csak azt kell gondosan elkerülni, hogy az eke előtt felhalmozva csomókba álljon össze, más helyen meg semmit se kapjon a föld.

#### *A tömegtrágya vagy komposzt*

Számos vidéken szokás a szalmás istállótrágyát mindenféle növényi anyaggal vagy pusztai földdel összekeverni, hogy tökéletesen elbomolják. A jól összekevert anyagot "tömegtrágyának" vagy újabban angol neve után komposztnak nevezik.

Az istállótrágya komposzt célú felhasználását sokan elvetik és fölösleges munkatöbbletnek tartják. Szerintük a trágya a szántóföldön eléggé elkeveredhet és eloszolhat, egyszerűbb és célszerűbb módon, mint a komposztrakásokban. A trágya korhadó erjedése valóban nagyon kedvező hatású az agyagos hideg talajon, tehát joguk is van ehhez az állításhoz. A komposzt használata ellen szól továbbá, hogy az istállótrágya így legalább egy évvel később kerülhet a talajba és később érvényesül. Trágya hiánya esetén ez nem elhanyagolható. Eltekintve a terméskieséstől, a friss trágya már új trágyanyagokat termel, mielőtt a komposztot a talajba dolgoznák.

Következésképpen csak trágyabőség esetén lehet ilyen komposzt előállítására gondolni. Akkor azonban annál inkább tanácsos minél több nehezen oldódó anyaggal rendelkezünk. Ezáltal gazdag termést nyerhetünk gyengébb talajokon. Előnyösebb nem alászántva a talaj felszínére vinni vagy lelapátolni a kocsiról a vetőbarázdába és a maggal együtt beboronálni. Hasonlóképpen az őszi vetésre is szórható fejtrágyaként tavasszal. Az ilyen komposzttal történő felültrágyázás kis mennyiségben is csodálatos hatást mutat. Erről nemcsak egyes gyakorló gazdák tanúskodnak, hanem egész vidékek is, ahol ez a módszer szokásos. Anglia egy tekintélyes körzetében a *Hereford* grófságban ezt a módszert már régen bevezették. A trágyát más alakban és más módon nem használják. Az angolok ezt "top-dressing"-nek nevezik.

A már fejlődő vetésre kiszórt komposztnak mágikus hatást tulajdonítanak. Azt állítják, hogy ha a búza tavasszal kipusztultnak látszik is, vagy az árpa nem fejlődik és betegeskedik akár a fagytól, szárazságtól vagy nedvességtől, a komposzttal való felülszórás azonnal segít. Új kizöldellést biztosít, és mindent újra helyreállít, vallják az angolok. Nagy segítség és biztonság tehát egy ilyen hatékony trágyakészlet a következő évre, amennyiben nem csökkenti az ideit. Különböző írásokban számtalan receptet találni a komposztkészítésre, a hozzávalók mennyisége tömegre vagy súlyra gyógyszerészeti pontossággal le van írva. Ez pusztai pedantéria! Az általános recept: Végy annyi hozzáférhető növényi, állati vagy megfelelő ásványi anyagot, amennyit csak tudsz. Keverd ezeket egymással, tégy valamennyi marómeszt hozzá és annyi földet, amennyi a frissen fejlődött anyagok felfogásához szükséges. Hagyd erjedésnek indulni és keverd át utána, amíg egyenletes masszává nem alakul.

#### *Az alomhelyettesítő anyagok*

Szalma hiányában más növényi anyagokat is használnak az állati ürülékek felfogására, száraz fekvőhely biztosítására, ill. részben a trágya mennyiségének gyarapítására. Az állati ürülékek gyorsítják a növénymaradványok bomlását és termékeny humusszá alakulását. Az alomanyagokkal szembeni kíváncsi, hogy az állatoknak jó fekhelyet biztosítsanak és gyorsabban vagy lassabban elbomoljanak. Általános alomhelyettesítő a falomb, a fenyők mohával benőtt tűlevele, mivel a szalmahiányos vidékeken csak ezt a fát lehet találni. Önmagában a tűlevél lassan bomlik és az ilyen trágyának is lassúbb a bomlása, mint a szalmával érleltnek. Az érlelés után azonban hatásosabbnak látszik, mint a szalmás, mert a tűlevelek tápanyagkészlete összehasonlíthatatlanul nagyobb.



A tölgy lombja szintén nehezen bomlik és olyan csersavas anyagot tartalmaz, mely a növényre nem kedvező. A trágyának ezért sokáig kell érlelődnie, ha jótékony hatást akarunk elérni. Az el nem bomlott levelek sokáig megmaradnak a talajban és ez különösen a laza földeken lehet negatív hatású. A bükk, a dió és a gesztenye lombja friss állapotban még hátrányosabbnak látszik, mint a tölgyé, mivel e fák alatt kevés fű nő. A trágyában ugyanakkor hátrányos tulajdonságát elveszíti és gyorsabban bomlik, mint a tölgylevél. Általában jobb hatást tapasztalható az ilyen alomtrágyától, mint a tölgylevél-alommal készülttől. Az éger, fűz és nyár lombja könnyen bomlónak tűnik, de nem olyan tömör és alomként nem sokat ér.

Számos vidék és gazdaság főképpen ezekre az erdei alom-anyagokra alapozza trágyáját és a szalmát az állatállomány fenntartására télen feltakarmányozza. Jelenlegi helyzetükben ők valóban csak így tudnak fennmaradni. Mindez azonban az erdőkultúra rovására történik és az ez által okozott kár meghaladja azt az előnyt, melyet a nyomorúságos mezőgazdaság abból húz. Az erdőtulajdonos némelykor előnnyel hasznosíthatja erdei alomanyagait birtoka javára, ha elővigyázatossággal és mérsékletességgel jár el. Ezt azonban a bérlők nem teszik.

A seprővirág és más pusztai gyepek tégláit kazalba is rakják a szántón. Ha ezt a trágyaszert kevés állati ürülékkel keverve vastagon kiszórjuk, jó termést ad különösen a hajdina. Mivel kevés a gyom, nem kell ugarolni és 6-7 évig biztosíthat megfelelő, bár csökkenő hozamokat. Aki nem ismeri a trágyaelőállítás nehézségeit az hajlamos a módszert ajánlani és a pusztában gazdag vidékeket irigyelni. Többek között a híres *de Luc* e vidékeken utazván ösztönözve érezte magát, hogy a közösségi földek tervezett felosztása ellen nyilatkozzék. Alomként mindenestre a csarab jó szolgálatot tehet juh-aklokban, mert juhtrágyával kitűnően elbomlik.

#### *Az egyéb növényi alományagok*

Ide sorolható a nád, szittyó, káka, vizinövények, rekettye, moha, haraszt stb. Különösen a haraszt, de minden zöld növény bomlásakor sok kálium keletkezik, ezért kiváló televényt képez. A növényi anyagok annál gyorsabban humuszosodnak el, minél nedvesebben használjuk fel alomként, de ilyenkor nem tudunk száraz helyet biztosítani az állatoknak. Bomlásuk szárazon lassú és a trágyát sokáig kell állni hagyni. Kivétel a nád, amennyiben hosszú ideig volt a tetőkön. A levegőtől ilyenkor porhanyós lesz, gyorsabban elbomlik és termékeny trágyát szolgáltat. A cséplés utáni hulladékot nem kívánatos a trágyához adni, ha a gyomoktól meg akarunk szabadulni a szántón. Az abban található magvak még az erjedés során sem pusztulnak el teljesen. Legbiztosabban réttrágyaként használható fel ez a hulladék. Nedves mélyedésekben mohával és mindenféle vizinövényvel benőtt anyagot lehet találni, amelyből szálas *tőzeget* állítanak elő. A tőzegből kiszárítva jó alom készíthető, mert trágyával gyorsan humuszosodik, jó nedvszívó és kiváló trágyát ad. Amennyiben hiány van alomból, közvetlenül a szántóra vihető és ott szalmatrágyával felhasználható. A laza valódi tőzeget is használják alomként, különösen juhakolban. Trágyahatására még visszatérünk.

#### *Az alom nélküli trágya és a hígtrágya*

Bármilyen megszokott és célszerűnek látszik is az állati ürületek szalmával vagy más alomanyaggal való felfogása, mégsem általános. Éppen az állattartó vidékeken és gazdaságokban az istállózás nemcsak télen, de olykor nyáron is istállózó

takarmányon és almozás nélkül történik. Többnyire az állat kipadlózott állásokon áll, melyek hátrafelé kissé lejtősek. Mögöttük kiépített vagy kideszkázott csatorna fut, amelybe minden ürüléket rögvest beseprűznek. Gyakoriak a vezetékes vagy pumpás vízöblítéses istállók e célból. Hogy az állat semmiképpen ne piszkítsa be magát, a farkát az állás fölött elvezetett és egy kis súlyzóval ellátott madzaggal félrehúzzák.

Esetleg az állat szárazabb fekvése érdekében átluggatott pallókat fektetnek a kifalazott tartály fölé, amelyen az állat áll. A trágyalé csatornákon keresztül trágyalétárolóba folyik. A szilárd trágyát ugyanúgy az állat mögé seprik a falhoz és az állást minden alkalommal vízzel tökéletesen megtisztítják. A padló tiszta, mint egy szobában. Ez a berendezkedés az állat jó érzetét, valamint a tejgazdaság tisztaságát szolgálja. Az állatokat ezen felül kefélik és tisztogatják is.

Más esetekben valamennyi szalmát is adnak időnként az állatok alá. A trágyára vizet pumpálnak és a szalmát villával néhányszor e híg anyagon keresztülhúzzák, majd a trágyakazalba teszik. A visszamaradt anyagot vízzel újra felkeverik és nyitott csatornákon a trágyalékútba folytatják. Így a szilárd és szalmával kevert trágyát elkülönítve tartják a folyékony trágyától (az ún. güllétől vagy hígtrágyától) és szükség szerint használják fel az egyiket vagy a másikat. Hígtrágya tartályokból rendszeren több van és egyszer az egyiket, másszor a másikat lehet megtölteni. A hígtrágyának is érési vagy erjedési folyamaton kell keresztülmennie. Kezdetben a friss levegő bejutását meg kell akadályozni, ezért csak ritkán keverik meg. Az érési fokozat helyes megállapítása nagyon fontos. A megfelelő állapotba került tartályokat folyamatosan kihordják és ismét feltöltik.

Az alom nélküli állattartás trágyatermelő erejét dicsőítik, talán túlzottan is. Azt mondják, hogy a szalma említett kezelésével és tömörítésével olyan tömegű és minőségű trágya nyerhető, mint a szokásos almozással. A hígtrágya hatása megegyezhet vagy mások szerint kétszerese lehet a szalmás trágyáénak. E módszer tehát 2-3-szorosát adja a szokásos trágyaerőnek.

A fenti ellentmondásos megállapításnak meggyőző összehasonlítást szolgáló kísérletek nélkül nem lehet hitelt adni. Nem tagadható a lehetősége, hogy nagyobb trágyaerőt lehet nyerni. Talán termékenyítőbb hatású bomlási folyamatok mennek végbe és más vegyületek keletkezhetnek, mint a szokásos eljárásnál. Feltételezhető, hogy a vizelet erjedésekor a víz is átalakul és eddig ismeretlen vegyületek képződnek. A folyékony trágya a tapasztalatok szerint különösen homokos talajon hatásos és azon talajok lazaságát ellensúlyozza, amelyet a sok művelés és szalmatrágyázás okoz. A hígtrágya tartályokba nemritkán mindenféle növényi és állati hulladékot, összegyűjtött emberi vizeletet is elhelyeznek. Ennek a módszernek is lehet előnye, mégis kérdéses, megéri-e azt a sok munkát és gondosságot, amit megkövetel. Ugyanolyan gondosság mellett szokásos módszert szembeállíthatjuk ezzel. Az összerakott szalmás istállótrágyából elfolyó trágyalevet ugyanúgy fel kell fogni és hasznosítani. Ahol a trágyatelep rosszul megépített és valóban gyakran hagyják elfolyni a trágyalevet, ott hatékony trágyaerőt pazarolnak el, különösen lédús takarmányozásnál. A trágyatelepen keresztülfolyó trágyalé felfogásához nagyon fontosak a tartályok.

#### *A folyékony trágya és a vizelet kezelése*

A folyékony trágya kezelése és szállítása nem olyan időigényes és nehézkes, mint ahogyan elképzelik. A vizeletet kicementezett tartályokból pumpa vagy gémeskút

segítségével merik ki és nagy tartályokban kocsira szerelve szállítják el. A koci szélességében felerősített tartályokból a vizelet kifolyik és útközben szétterül. Aszerint, hogy erősebben vagy gyengébben akarnak trágyázni, lassabban vagy gyorsabban hajtanak. A vizeletet olyan terményekre használják, amelyek az erős, gyorsan ható trágyaerőt elviselik. Ilyenek a repce, here, egyéb takarmánynövények és a rét. A gabonánál, hacsak nem nagyon vizenyős és gyenge, könnyen bujaságot idézhet elő. Legnagyobb előnye a homokos talajon lehet, melyet tömörebbé és termékenyebbé tesz. Közepes talajon szívesen váltogatják a szalmás trágyával. Nagyon kötött talajon azonban nem tudja a szalmás trágyát pótolni. Ha a szilárd szalmás trágya túlságosan kiszárad és az erjedés nem akar beindulni, a tárolt vizelet legelőnyösebben trágyakalazal öntözésére használható.

#### *A karámrágyázás*

A legelő állatok éjszakára lécből vagy ágakból készített mozgatható kerítéssel szűk helyre vannak bezárva, így koncentrálnak ürülekeik és kipárolgásaik. A talajjal való keveredés céljából a karám illetve a pihenő helyét meg szokták szántani. A módszert rendszeren a juhoknál alkalmazzák, de más állatokkal is próbálkoztak. Például a hízó marhát éjszakára szalmával felszórt, elkerített helyre terelték a legelő mellett, hogy az a legelőre csak hátrányos éjszakai trágyát felfogja. Még a libák számára is csináltak vesszőkarámot, amelytől tekintélyes hasznot várnak. Ezek azonban még ritka példák.

A karámozás előnyeiről és hátrányairól megoszlanak a vélemények. Bizonyos, hogy az éjszakai bezártság a juhokra és a gypjú minőségére némiképpen hátrányos. Csak az ellenállóbb juhajták képesek elviselni. Angliában számos hosszú- és finomgyapjas juhajtát télen és nyáron egyaránt szabadon hagynak, mert a bezártságot nem viselik el. Nagy a különbség aközött, hogy az állatok szabadságban állnak ellen a rossz időjárásnak, vagy bezárva kell elszenvedniük következményeit. Juhaink és a nemes spanyol juhok kibírják a bezártságot anélkül, hogy elpusztulnának, de mégis jobban érzik magukat éjjel szabadon vagy tető alatt. Mindez leginkább a bárányoknál figyelhető meg.

A trágyatermelés szemszögéből előnyösebb, ha a juhokat éjszaka almozott istállóban tartják. Így szalmás trágyát állítanak elő, mely bár nem olyan gyors hatású, mint a karámozással nyert, de sokkal tartósabb. A kinti karámozás nagy előnye viszont, hogy a trágyakiherdés munkáját megtakarítja. Ez az előny annál nagyobb, minél távolabb vannak a földek és minél rosszabbak az oda vezető utak. Ezért mindenek előtt a hegyvidéki szántóföldeken használják. Akkor is ehhez a módszerhez folyamodnak, ha nincs szalma vagy más alomhelyettesítő anyag. Tehát itt is a hely a meghatározó, mint a legtöbb esetben.

Az angolok ellene vannak a karámozásnak. Szerintük a juh-legelő megromlik, ha az éjszakai trágyát megvonják, ill. láthatóan megjavul, ha azt meghagyják. Az első esetben az évekkal mindig kevesebb juhot tud táplálni, a második esetben pedig mindig többet és ez által progresszíven javul. A különbség a feltört juhlegelő termékenységében is feltűnő. Más vélemények szerint az állatok éjszaka akkor is összebújnak, ha kellő szabad legelőterület áll rendelkezésre, a pihenőhelyen képződött éjszakai trágya pedig elrontja a legelőt. Sőt, minden éjszaka azonos helyen gyűlnek össze. Utóbbi megjegyzést azonban még a karámozást pártoló angoloknál sem tapasztal-

tam. A juhok az elkerített legelőn szabadon mozogva (juhászok és kutyák terelőkénszere nélkül) ezt a szokást nem veszik fel.

#### *A karámozás módszerei*

Nem célszerű túlságosan nagy karámot állítani, mert egyenetlen trágyaeloszlást eredményez. Rendszerint 10-12 négyzetláb területet számítanak állatonként a pihenőterület megfelelő trágyázására. A kerítéslécek 10-12, ritkán 14 láb hosszúak, hogy a juhász könnyedén tudja vinni illetve áthelyezni. Ha 10 láb hosszú lécekkel és állatonként 10 négyzetláb területtel számolunk, 200 juh 18 darabot, míg 300 juh csak 20 darabot igényel négyzet alakú kerítésnél. A nagyobb létszámú nyáj relatíve kisebb területigényű és szintúgy csak egy juhászt, ill. egy juhászkunyhót igényel. Az egy állatra eső tartási költség tehát lecsökken. Ezért szorgalmazzák, hogy a karámlétszám elérje a 300-at.

A karám trágyatermelését a mérete, állatfaj és állatlétszám, valamint a pihenőidő függvényében igyekeznek meghatározni. Ez nem elég, hiszen a gazdag legelőn egy éjszaka alatt annyi trágya keletkezik, mint a gyenge legelőn két éjszaka alatt. Pontosabban azonban erről nem lehet megadni, csak a szemrevételezés segíthet. Megkülönböztetnek egész, fél és erős karámokat. Egész karámnak nevezik, ha 1350 juh három éjszaka alatt 1 holdat trágyáz meg közepes legelőn, azaz 4050 juh egy éjszaka egy holdat. Fél- vagy gyenge karámban 2700, erős karámban 5400 állat jut egy holdra.

Az éjszakák hossza is különbséget okoz. Rövid éjjeleken az állatok esetleg alig 8 órát maradnak a karámokban, míg a hosszú éjjeleken 12 órát vagy még többet. Ezen felül szűkösebbek a legelők nyáron, mikor rövidebbek az éjszakák. A legeltetési lehetőség sokkal jobb tavasszal a rétek és az ugarok feltörése előtt, vagy a tarlón aratás után. A különbséget kiegyenlítő a hosszabb éjszakákon áthelyezik a karámokat, hogy egyetlen éjszaka kétszeres területet trágyázzanak meg. Másutt inkább a rövid éjszakákon a karámot szűkítik, ezzel ugyanazt az eredményt érve el.

A karámtrágya bomlékony, gyors és erős trágyaszer. Az első vetésre kifejezett a hatása, a másodikra azonban csekély vagy semmi gyengébb trágyázás esetén. Erős karámozásnál (5400 juh jut egy holdra) a harmadik növényig is kitarthat. Különösen, ha a friss trágyázás után nem gabonát, hanem pl. repcét termesztünk. Így a gabona megdőlése miatt sem kell aggódni. Erősre tervezett trágyázáskor is célszerűbb először istállótrágyát adni és csak leszántása után egy gyengébb karámtrágyázást. Az erősebben karámtrágyázott gabona rossz tulajdonságokkal rendelkezik a pékek, sörfőzők és szeszgyártók számára. Okairól később szólunk.

A karámtrágya helyét röviddel a létesítése előtt megszántják, és a trágyát sietnek sekélyen bemunkálni, ill. földdel ismét befedni. Ez a csaknem általánosan követett szabály egy kísérlet eredményei alapján kétségesse vált, amelyben a hosszabb ideig takaratlan trágyától erősebb hatást tapasztaltak. A megfigyelést még további vizsgálatokkal kell igazolni. Gyengébb karámtrágyázás már utánvetésre is kiváló, jelentős hatást tapasztaltak pl. egy művelt burgonyaföldön.

#### *A tetemek, csontok, halak*

A talaj termékenysége és a termés nagymértékben javulna, ha az ürüléken túl az állati tetemeket és a vágóállatok fel nem használt hulladékait trágyaszerként gondosabban kezelnék és megakadályoznák, hogy a gazdaság körforgásából valami is

kárba vesszen. Az állatok tetemei hatékony trágyát adnak. Gödrökben vagy kifalazott tárolókban célszerű elhelyezni a tetemeiket, melyek főként a sintértelepen halmozódnak fel. A hullákat oltott mésszel kell kezelni (így bűzüket is elvesztik), majd leföldelni. Bomlásuk után átdolgozva hatalmas erejű trágyává válnak, a halál nemso-kára új életet és életörömet hozhat létre. A levegőn elrothadva, mélyen elföldelve vagy vízbe dobva a hasznos körforgásból kikerülnek és életanyaguk elpazarlódik. A csontok is porhanyósak lesznek és könnyen szétesnek oltott mésszel kezelve. Kitérő trágyahatást fejtenek ki. Időnként el is égetik a csontokat hamuvá a sintértelepeken. A hamu mint trágyaszer nem teljesen hatástalan, de mégis csak foszforsavas mészből áll, amelyből a hatékony állati enyvet teljesen kiégették.

Tengerpartokon a halak is trágyaszerként szolgálhatnak. Hasonló alkalom kínálkozik a nagy folyók torkolatánál is, mint pl. több évvel ezelőtt az Elbánál, amikor hatalmas tömegű heringet találtak. A haltetemeiket előzőleg oltott mésszel kell kezelni és földdel keverni. Az így előkészített érett anyag a vetésre szórva nagyon hatásos. Ezzel szemben az elbomlatlan haltetem alászántva az első évben inkább káros. A következő években is csak jelentéktelen eredményt mutat. Ugyanaz az eset a rossz heringzsírral, melyet időnként trágyaként használtak. Elbomlatlanul a vegetációra káros, mint minden olajos anyag. Ha azonban előzetesen mésszel vagy alkálival elbontják, úgy számos elvégzett kísérlet szerint igen erős trágyaszer ad.

#### *A szaru és a köröm*

Az állatok szaruszerű anyaga a legerősebb trágyaszerek közé tartozik. Könnyebben bomlik a csontnál és magától is megéri. Legnagyobb részét állati enyvből áll és ezért csaknem teljesen ásványosodik nitrogénné, hidrogénné, szénné, oxigénné, foszforra és foszforsavas mésszé, melyek azután valószínűleg különböző vegyületekké alakulnak, termékeny anyagot képezve. Többnyire az esztergályosok és fűszékészítők hulladékait használják fel. A finomra reszelt forgácsok bomlanak el a leghamarabb és így hatásuk is nagy, de csak egy évig tart. Az első évben adott trágya azonban a gabonafélék megdőlését okozhatja. A szem a meghajtott termékenységre miatt a száron később érke és szárad. Továbbá áldozatul esik a lisztharmatnak és a szemek kevésbé válnak lisztessé. A gabona egyébként ugyanúgy viselkedik, mint a juhkarám trágyájával kezelt. Feltehetően a sok nitrogén miatt, melyet mindkettő tartalmaz. Szívesebben használják ezért trágyaigényesebb növények alá.

A durvább szarudarabok és körmök bomlása lassú, hatásuk kevésbé nyilvánul meg az első évben, de tartósabb. Az angolok előírásai szerint holdanként 1000-1300 fontot adnak és ezt erős trágyázásnak tartják. 48 véka szaruművesektől származó hulladék pl. részben finom forgácsból, részben durvább visszadobott darabokból állt. A hulladék finomságától függően 19-26 font volt a véka súlya. A térfogat szerinti mennyiséget célszerűbb alapul venni a trágyaszükséglet megállapításánál, mint a súly szerintit. Ugyanis a finom forgácsok kevesebbet nyomnak, mint a nagy darabok, ezzel szemben gyorsabban hatnak. A mészárosok által olykor meghagyott körmöket, patákat fel kell aprítani. E célból hosszú ideig puhítják vízben, melyhez némi meszet és hamut adnak. Az érett anyag réttrágyaként kiváló: 1.5-2 láb távolságra lyukakat fúrnak és minden lyukba egy-egy "ökörpapucsot" tesznek. A lyukakban a víz összegyűlik és szélein buja fűnövekedés indul, mely a második évben tovább terjed. A harmadik évre az anyag teljesen feloldódik és életerős vegetáció mutatkozik az egész réten.

Minden vágási hulladék (a gödrökben gyűjtött vér, szőr és egyéb belső maradék) ugyancsak hatékony trágya lehet földdel elbomlasztva. Legcélszerűbben komposztkészítésre használható, az azonnali kihordás és leszántás ebben az esetben szinte pocskólának minősíthető. A cserzővargáknál keletkezett állati hulladék egyike a legerősebb trágyaszereknek. Takarékos használatát ugyancsak a komposztkészítés jelenti, melyet fejtrágyaként alkalmazhatunk.

#### *A szőr és a gyapjú*

Az állatok szőre és gyapja szaruanyagokból áll, melyek lassabban bomlanak, ezért mésszel kezelik. A gyapjúrongyokat és öreg kalapokat Angliában gondosan összegyűjtik és trágyaszerként eladják. Az összegyűjtött rongyot némi mésszel gödrökben humuszosítják és földdel keverik. *Joung Annalen c.* munkájában jelentős határról számol be, amikor minden egyes burgonyagumót gyapjúrongyba csavarva ültettek el. Egy ismert lelkes német író azt a tanácsot adta, hogy a kalapot ne a fejünkön hordjuk haszontalan módon, hanem a földre vigyük ki. Ezzel általános termékenység és élelmiszerbőség jelentkezik. Tény, hogy ha minden elhordott ruháneműt megfelelően trágyaszerként kezelünk, tekintélyes termés-többletet nyerhetünk. Cipők és régi bőrök a levegőn nem bomlanak könnyen, némi mésszel kezelve azonban szintén termékeny nyirkos puha masszává alakulnak. A gyertyamártók faggyúhulladéka, ha már nem került a szappanfőző hamu közé, komposztkészítéshez és felültrágyázáshoz trágyát biztosít.

*A cukorgyári mésziszap.* Legnagyobb részét sókból, kenhető puha anyagból és mészből áll. Szintén a hatékony, részben állati (csontszén) trágyákhoz tartozik. A nagyvárosok közelében lévő gazdaságokban állhatnak rendelkezésre sűrűn lakott vidékeken. Már kis mennyiségben terméshozó, e téren kitűnik más trágyákkal szembeni előnye.

#### **2. Wolff (1872) a trágyázásról és a trágyaszerekről**

A legutóbbi időben a német gazdáknak minden oka megvan arra, hogy az istállótrágyát a legfontosabb trágyának tekintsék, mert az állati termékek árának jelentős emelkedése következtében az állattenyésztés egyre inkább fellendült. Az állattartás már nem a trágyatermelés miatt végzendő szükséges rossz, hanem az intelligens gazda számára jólétének bőséges forrása. A gazdának, hogy a földművelést és az állattenyésztést egyaránt előnyösen űzhesse, nemcsak a termelt istállótrágya mennyiségét, hanem annak minőségét is szem előtt kell tartania. Mindent meg kell tennie, hogy elkerülje a trágya értékes anyagának elveszését és ezzel földjei termékenységének csökkenését.

A friss istállótrágya tömegét vagy súlyát könnyen ki lehet számítani az állatok által elfogyasztott takarmány és az almozásnál felhasznált szalma mennyiségéből. A számítás alapjául az utóbbi időben végzett takarmányozási kísérletek eredményeit vesszük és elfogadjuk, hogy az istállótrágya átlagosan 25% szárazanyagot, tehát 75% vizet tartalmaz. A takarmányok szárazanyagának mintegy a felét üríti ki a szarvasmarha, melyben a szilárd ürülék átlagosan 43%-ot, míg a vizelet 7%-ot képviselhet.

Az állati ürülékek a feletetett takarmány %-ában az alábbiak:

	Tehén	Ökör	Ürű	Ló	Átlag
A szilárd ürülékben	38	46	47	42	43
A vizeletben	9	6	7	4	6
Összesen	47	52	54	46	49

Azaz a feletetett takarmány szárazanyag feléhez hozzáadjuk a felhasznált alom szárazanyag mennyiségét és négygel szorozzuk, mert a képződött friss istállótrágyának csak 25%-a szárazanyag átlagosan. Ez a számítás a tehén, ürű, szarvasmarha átlagos ürítésén alapszik. A lótrágya esetén 3-as szorzót használunk, mert a ló trágyája kevesebb vizet tartalmaz. A fontosabb szervesanyagok átlagos összetételét a 7., a koncentrált trágyákat a 8. táblázatban közöljük.

Az istállótrágyának nem a mennyisége, hanem a minősége határozza meg az értékét és a trágyahatását. Azonban, hogy az istállótrágya minőségéről helyes ítéletet mondhatunk, először is meg kell határozni, hogy a növényi tápanyagként is nagyon fontos takarmány-alkotórészek milyen alakban kerülnek be a trágyába. Vajon ezek az anyagok könnyen oldható vagy nagyrészt oldhatatlan állapotban hagyják-e el a folyékony vagy a szilárd ürülékkel a mezőgazdasági haszonállatok szervezetét. A takarmányban található szerves anyag, nitrogén és az összes hamualkotórész mennyiségére vonatkozó takarmányozási kísérletek a következő eredményeket adták 100 súlyrész vizsgált anyagra vonatkozóan:

	Tehén	Ökör	Ürű	Ló	Átlag
<b>Szerves anyag</b>					
A szilárd ürülékben	36,5	43,8	45,6	38,2	41,0
A vizeletben	6,0	3,2	3,9	2,5	3,9
<b>Nitrogén</b>					
A szilárd ürülékben	45,5	51,0	43,7	56,1	49,1
A vizeletben	18,3	38,6	51,8	27,3	34,0
<b>Ásványi anyagok</b>					
A szilárd ürülékben	53,9	70,8	63,2	85,6	68,4
A vizeletben	43,1	40,7	40,3	16,3	35,1

Az előbbi tényekből a gyakorlat számára a következőket vonhatjuk le:

a.) A gazdának igen gondosan kell arra ügyelnie, hogy gazdasága számára az állatok igen értékes és trágyázás szempontjából fontos folyékony ürülékét lehetőleg teljes egészében felfogja.

b.) A szilárd és folyékony ürülék növényi tápanyagtartalom szempontjából kiegészíti egymást. Egymással összekeverve kell a mezőgazdasági termelés által kimerített talajba juttatni. Csak ebben az esetben alkotnak teljes értékű trágyát.

Az istállótrágya minőségét azok az adottságok határozzák meg, melyek között a takarmányt termelték. A ténylegesen adott takarmány és az alomként használt anyagok kémiai összetétele minden esetben alapját képezik a racionális, azaz egyedül helyes trágya-számításnak. Lényeges, főbb rendszeres pótlásra szoruló tápanyagok: kálium, mész, magnézium, foszfát, szulfát és egy megfelelő nitrogénvegyület. Ezen kívül meg kell még említeni a szilícium-dioxidot, melyet természetesen nem tekinthetünk általános növényi tápanyagnak. A szilícium-dioxid a növényi szövetek képződésekor nem hat

közvetlenül, de valamennyi fűszerű növény, így a szemtermést hozó kalászosok is, nagy mennyiségben veszik fel a talajból. Ezeknél a növényeknél mechanikus úton segíti elő az egyenletes érést.

Összehasonlítás céljából az alábbiakban közlöm a hízó-ökrök trágyájára vonatkozó számított adatokat és egészen más takarmányozási feltételek között keletkezett friss istállótrágya elemzési eredményeit:

Istállótrágya	Sz.a.	Hamu	N	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>
Hízóökrök	25	2,6	0,96	0,55	0,27	0,16	0,42	0,07
Tehén, borjú	25	3,5	0,41	0,54	0,41	0,12	0,13	0,08

Látható, hogy a hízóökrök trágyája 2,33-szor több nitrogént és 3,25-ször több foszfort tartalmaz, mint a tehenek és borjak által termelt trágya, míg a többi alkotórész százalékosan nem tér el jelentősen egymástól. Az utóbbi istállótrágya úgy keletkezett, hogy 46 db. Simmenthal-i tejelő tehenet és 36 db eltérő korú borjat 2,5 nap alatt a következő takarmánnyal etettek: 2940 font réti széna, 430 font takarmányszalma, 725 font búzapelyva, 6680 font takarmány-répa és 105 font hántolatlan árpadara. Almozáshoz 930 font őszi gabonaszalmát használtak fel.

Amint ezt már többször megfigyelték, az istállótrágyában több mész van, mint a takarmányban és az alomban összesen. Ugyanis ennek az anyagnak az összes mennyisége az itatáshoz használt vízzel is nő az istállótrágyában, a víz alkotórészeit pedig a számításnál nem vettük figyelembe. A takarmányhoz tapadó különféle anyagok is növelhetik a mésztartalmat, s esetleg a takarmány egy bizonyos részében több lehet a mésztartalom, mint amit az elemzési adatok átlaga mutat. Továbbá, az istállótrágya elemzésénél az ásványi anyagok összes mennyiségére vonatkozóan mindig nagyobb értékeket kapunk homokos és agyagos anyagok véletlen bekeveredése miatt.

A különféle haszonállatok egyenetlen minőségű és mennyiségű istállótrágyát termelnek. Az eltérések főbb oka: az egyes állatfajták székletének mechanikus adottságai, az állatfajták uralkodó takarmányozási és hasznosítási módja, valamint az állatok természetének megfelelő, eltérő vízfelvétel az itatáskor. A vízfelvétel ugyanannál az állatfajtnál is igen eltérő lehet és függ az elfogyasztott takarmány adottságaitól, a takarmányhoz adott több vagy kevesebb só mennyiségétől, az uralkodó levegő-hőmérséklettől és az állatok szokásaitól.

a.) Majdnem mindenütt marhatrágya, főként tehéntrágya keletkezik nagy mennyiségben. Téli takarmányozáskor a tejelő tehenek a takarmány 1 fontnyi szárazanyag-tartalmára számítva, a takarmány nedvességtartalmát és az itatóvizet beleszámítva, kb. 4 font vizet fogyasztanak. Bőséges cefrével és répával történő takarmányozáskor, valamint nyáron, mikor majdnem kizárólag zöldtakarmányt kapnak a tehenek, akkor az összes vízfelvétel jelentősen nagyobb, eléri a 6 vagy még több fontnyi vizet a takarmány 1 fontnyi szárazanyag-tartalmára számítva. Természetesen az a vízmennyiség, mely a teheneknél a tejtermeléshez szükséges, valamint az, melyet az állatok kilélegeznek vagy elpárologtatnak, szintén igen jelentős és átlagosan az egész vízfelvétel egy harmadát teszi ki.

Nyilvánvaló ebből, hogy a tehéntrágya, és a tehenek vizelete is, viszonylag nagy víztartalmú, s ezért a téhenistállókból, különösen, ha kevés almot használnak, igen sok trágyalé folyik el, ami a trágyalé-tartályokban gyűlik aztán össze. A fiatal állatok és a kifejlett ökrök (fenntartó takarmányozás mellett) a takarmánnyal és az itatóvízzel



valamivel kevesebb vizet vesznek fel, összesen 3-4 fontot a takarmány 1 fontnyi száraz-anyag-tartalmára számítva. De ennek a víznek a nagy része, 5/6-a vagy 4/5-e, az állatok ürülékébe kerül, így aztán a friss istállótrágya víztartalma, azonos mennyiségű alom felhasználása mellett, a két esetben nagyjából azonos.

A marhatrágya viszonylag „hideg”, azaz ahol nagyobb halmokban gyűjtik össze és tárolják, ott nem melegszik fel olyan gyorsan és erősen, mint más istállótrágyafajták. A rothadása és bomlása viszonylag lassan megy végbe. A növényzetre gyakorolt hatása ezért nem erős, de annál hosszabb ideig tart, majdnem azonos mértékű 3-4 éven át. Ezt a tulajdonságát az istállótrágya csekély vizelet-koncentrációja, a szilárd ürülék víztartalma és a szilárd ürülék finom, pépes eloszlása határozza meg. A trágya könnyen összeáll és ezáltal nehezebb lesz egyenletes elosztása a szántóföldön, ill. a talajban. A marhatrágyában sok a nyálkás és gyantás anyag, mely különösen kiszáradás után, a levegő és a nedvesség behatolását gátolja és ezáltal lelassítja a bomlási folyamatokat. Gyakran képződnek csomók vagy göröngyök, melyeket néha még évek múlva is félig elszenesedett állapotban lehet a talajban megtalálni. Az állatok, különösen a hízó ökrök, intenzív, nitrogénben gazdag takarmányozásával a marhatrágya említett tulajdonságait mérsékelni és ezzel hatását is fokozni lehet.

b.) A lótrágyát a gazdák „forró” trágyának tartják, melyben a szerves anyagok gyorsan lebomlanak. A lótrágya gyors elbomlása miatt a trágyadomb belsejében a hőmérséklet jelentősen megemelkedik. Éppen ezért ennél a trágyánál igen gondosan kell eljárni, hogy értékes alkotórészek és bomlásanyagok veszteségét el lehessen kerülni. A lótrágya „forró” jellegét a trágya mechanikai és kémiai adottságai határozzák meg. A lovak szilárd ürüléke laza, kevésbé összefüggő anyagot képez, mert nagy mennyiségben fogyasztanak szálatakarmányt, ezen kívül zabot, melynek hüvelyei igen gazdagok farostban. Ugyanakkor a lovak, ellentétben a kérődzőkkel, kisebb mértékben képesek a takarmányt igen finomra zúzni és ezért a farostnak csak kisebb részét tudják oldható, emészthető állapotba hozni.

A lótrágya laza szerkezete miatt a nedvesség gyorsabban párolog el belőle, a levegő pedig könnyebben hatol be és ezáltal a szerves anyag hevesebben bomlik el. A folyamatot még az is gyorsítja, hogy nagy a N-tartalmú anyagok vizeletben mért koncentrációja, melyek könnyen bomlanak el és enzimeként gerjesztően hatnak az állatok szilárd ürülékének alkotóelemeire. Ismeretes, hogy a lóistállókban éppen úgy, mint a juhaklokban bőségesen képződik erősen ammónia szagú pára, ami arra utal, hogy a jelenlévő trágya gyorsan bomlik. Racionálisan működtetett gazdaságban ezt lehetőleg el kell kerülni.

c./ A juhtrágya bomlásának gyorsaságát illetően, s ezért a növényzetre gyakorolt hatásában is, közel áll a lótrágyához. Bár a juhok ürüléke tömörebb, mint a lovaké, a farostok és a takarmány többi emésztetlenül maradt alkotórésze finomabb eloszlású, és szorosabb mechanikus összefüggésben áll egymással. Másrészt viszont a juhok szilárd ürülékének kisebb a víztartalma, mint a marháké és vizeletük a lovakéhoz hasonlóan koncentráltabb. Az egész trágya az alomszalmával együtt lazább, csomók képzésére kevésbé hajlamos anyagot alkot, mint a marhatrágya. A juhok a takarmánnyal és az itatóból együttesen sokkal kevesebb vizet vesznek fel, mint a marhák, átlagosan a takarmány sz.a. 1 fontjára alig többet, mint 2 fontot. Ha kizárólag szénával és száraz szalmával történik a takarmányozásuk, akkor még kevesebbet. A nedvesség kielégzett és elpárologtatott mennyisége azonban több mint a nagyobb testű állatoknál. A friss

juhtrágyának tehát szárazabbnak kell lennie és valóban általában 33-36% a szárazanyag, míg a lótrágyáé kb. 30%, a friss marhatrágyáé 25%.

d./ A disznótrágyát a gazdák igen eltérően ítélik meg. Összetétele, az állatok takarmányozásától függően, igen eltérő. A disznók szilárd ürüléke nem annyira pépszerű, mint a szarvasmarháké, részleges kiszáradásakor pedig könnyebben esik szét morzsálékos anyaggá. Abszolút súlya, mivel a takarmány általában könnyen emészthető, viszonylag csekély. A disznók vizelete pedig gyakran rendkívül híg. A vizelet azonban csak akkor igen híg, ha a takarmány főleg burgonyából, répából, tejsavóból, moslékból és más, nagyon vizes és nitrogénben szegény anyagból áll. Ha ezzel szemben a disznók hizlalásakor főleg vagy kizárólag koncentráltabb takarmányokat használunk, pl. nitrogénben és foszforban gazdag hüvelyeseket, olajpogácsát, sörtörkölyt, akkor ezeknek az állatoknak a vizelete is sokkal alkalmasabb a trágyázásra. Ez a teljes disznótrágya éppen olyan jó hatású, sőt gyorsabb hatású is, mint a többi állati eredetű trágya.

Két, egymástól elkülönített trágyalégödröt kell létesíteni, ezek közül az egyik a közvetlenül az istállóból kifolyó trágyalevet, a másik a trágyadombból elfolyó trágyalevet gyűjti majd össze. Az a trágyalé, mely az istállótrágyán átszivárog (átszűrődik) és a trágyadomb mélyebb rétegeiből folyik el, viszonylag kevés szilárd anyagot tartalmaz. Az elemzési adatok átlaga alapján 1000 súlyrész trágyalében a következőket találjuk:

Sz.a.	Ásványi a.	N	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>
18,0	10,7	1,5	4,9	0,3	0,4	0,1	0,7	0,2

Az istállótrágya súlycsökkenését az okozza, hogy a hosszabb időn át történő összegyűjtés és tárolás folyamán a szerves anyagok lebomlanak, és a víz elpárolog. A szerves anyag egy része azért távozik el, mert széndioxid, víz és ammónia, ill. nitrát keletkezik belőle. A trágyadomb belsejében felszabaduló hő, a trágya felmelegedése, a nedvesség gyors elpárolgását idézi elő. Az ásványi anyagok teljes mennyisége változatlan marad, ha gondosan elkerüljük, hogy a trágya kilúgozódjon. A szerves anyagok bomlásakor keletkező széndioxid gázalakban eltávozik, míg az egyidejűleg keletkező ammónia és nitrát nagyrészt visszamarad. Ezért az eredetileg jelenlévő nitrogén abszolút mennyisége kisebb mértékben csökken, mint a széné. Ennek az az eredménye, hogy azonos víztartalom mellett az elrothadt istállótrágya százalékosan több ásványi anyagot és kémiaiilag kötött nitrogént tartalmaz és kevesebb szerves anyagot.

A gipsz, ha csak 1, legfeljebb 2%-ban adjuk az istállótrágyához, feltűnő módon konzerválja a trágyát, a szerves anyagok lebomlását lelassítja és majdnem teljes mértékben megtartja az istállótrágya eredeti hatóerejét. A gipsz arra is kiváló, hogy az istállókban az ammónia gyors képződését és elillanását megakadályozza. Különösen a juh- és lóistállókban igen tanácsos naponta egy kevés gipszport kiszórni. Észak-Németországban figyelmet érdemelnek az olcsó stassfurti fedősók és egyéb gyártmányok, mint olyan anyagok, melyek az istállótrágyát javítják és konzerválják. Alkalmazásuk módja, hogy egymagukban vagy égetett mésszel alaposan összekeverve az istállótrágya gyűjtésekor akár az istállókban, akár az udvaron rászórják a trágyahalmokra.

Tengerközeli gazdaságokban a tengeri fű igen olcsó anyagként a szántóföldek és rétek növényi tápanyagokkal történő gazdagítására szolgál. Ugyanakkor jó almozó anyag is alkalmas a komposzt-trágya készítéséhez. A trágyahalomban tárolt istállótrá-

gyához keverve nemcsak a trágya mennyiségét növeli, hanem a minőségét is jelentősen megjavítja. További alkalmazásként talán kifizetődne, ha a tenger által nagy mennyiségben a partra mosott, vagy a partok mentén csekély fáradsággal a vízből kihúzott tengeri füvet alacsony hőfokon elégetnék vagy csak elszenesítenék és a szenes hamut finomra szétdörzsölt állapotban trágyaként a piacra dobnák. A tengeri fű vagy afrik sok Na-ot és egyéb hamanyagot tartalmaz.

**7.táblázat. Állati ürülékek, 1000 súlyrész, azaz ezrelék**

Trágyaszerek	Víz	Szerva	Hamu	N	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>
<b>Friss ürülék (belső):</b>										
Ló	757	211	31,6	4,4	3,5	0,6	1,5	1,2	3,5	0,6
Szarvasmarha	838	145	17,2	2,9	1	0,2	3,4	1,3	1,7	0,4
Birka	655	314	31,1	5,5	1,5	1	4,6	1,5	3,1	1,4
Sertés	820	150	30	6	2,6	2,5	0,9	1	4,1	0,4
<b>Friss vizelet:</b>										
Ló	901	71	28	15,5	15	2,5	4,5	2,4	-	0,6
Szarvasmarha	938	35	27,4	5,8	14,9	6,4	0,1	0,4	-	1,3
Birka	872	83	45,2	19,5	22,6	5,4	1,6	3,4	0,1	3
Sertés	967	28	15	4,3	8,3	2,1	-	0,8	0,7	0,8
<b>Friss trágya alommal:</b>										
Ló	713	254	32,6	5,8	5,3	1	2,1	1,4	2,8	0,7
Szarvasmarha	775	203	21,8	3,4	4	1,4	3,1	1,1	1,6	0,6
Birka	646	318	35,6	8,3	6,7	2,2	3,3	1,8	2,3	1,5
Sertés	724	250	25,6	4,5	6	2	0,8	0,9	1,9	0,8
<b>Közönséges istállótrágya:</b>										
Friss	710	246	44,1	4,5	5,2	1,5	5,7	1,4	2,1	1,2
Félérett	750	192	58	5	6,3	1,9	7	1,8	2,6	1,6
Érett	790	145	65	5,8	5	1,3	8,8	1,8	3	1,3
Trágyalé	982	7	10,7	1,5	4,9	1	0,3	0,4	0,1	0,7
Friss fekália	772	198	29,9	10	2,5	1,6	6,2	3,6	10,9	0,8
Friss vizelet	963	24	13,5	6	2	4,6	0,2	0,2	1,7	0,4
Kető keveréke	933	51	16	7	2,1	3,8	0,9	0,6	2,6	0,5
Fekália	955	30	15	3,5	2	4	1	0,6	2,8	0,4
<b>Friss trágya a következő állatoktól:</b>										
Galamb	519	308	173	17,6	10	0,7	16	5	17,8	3,3
Tyúk	560	255	185	16,3	8,5	1	24	7,4	15,4	4,5
Kacsa	566	262	172	10	6,2	0,5	17	3,5	14	3,5
Liba	771	134	95	5,5	9,5	1,3	8,4	2	5,4	1,4

Lovak, szarvasmarhák és sertések esetében a friss vizelet 1/3-a az istállóból elfolyik és a trágyalé-gödörben gyűlik össze. Alomként egy lóra 6 font, egy szarvasmarhára 8 font, egy sertésre 4 font és egy birkára 0,6 font búzaszalmát számítottak naponta.

Az *erdei alom* (főként a lombalom), viszonylag szegény növényi tápelemekben. Az őszi lehulló levelek, pl. a bükk- és tölglevelek 1000 font légszáraz anyagában 2-3 font P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, illetve K<sub>2</sub>O található. Tehát 10-15 ezer font légszáraz anyagban csak annyi a foszfor, mint amennyi egyetlen mázsa *csontlisztben* van, és csak annyi a kálium, mint amennyi az ún. 3-szor koncentrált *stassfurti kálisó* egy mázsájában. A két utóbb említett anyag két olyan trágya, melyeket Németország legtöbb táján mázsánként kb.

2,5 - 3 tallért vásárolnak. Növényi tápanyagban a lombalomnál még szegényebbek a fenyőfák tűi és vékony ágai (tülevelekből készült alom).

8.táblázat. Koncentrált trágyák (100 sr trágyában található), %

	Víz	Szerva	Hamu	N	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>
<i>Peru-guanó</i>	14,8	51,4	33,8	13,0	2,3	1,4	11,0	1,2	13,0	1,0
<i>Norvég halguanó</i>	12,6	53,4	34,0	9,0	0,3	0,9	15,4	0,6	13,5	0,3
<i>Keletporosz halguanó</i>	12,0	57,9	30,1	7,1	0,2	0,6	12,5	0,5	10,1	0,4
<i>Granat-guanó</i>	17,2	49,0	33,8	8,2	1,8	1,6	11,3	0,6	3,0	0,4
<sup>1</sup> <i>Emberi ürülék</i>	24,0	27,0	49,0	2,0	0,9	1,0	18,6	0,5	2,1	1,0
<i>Elhullott állat pora</i>	5,7	56,9	37,4	6,5	0,3	0,8	18,2	0,4	13,9	1,0
<i>Inakból készült liszt</i>	27,8	56,6	15,6	9,7	-	-	7,0	0,3	6,3	0,1
<i>Szártott vér</i>	14,0	79,0	7,0	11,7	0,7	0,6	0,7	0,1	1,0	0,4
<i>Szaruliszt és -forgács</i>	8,5	68,5	25,0	10,2	-	-	6,6	0,3	5,5	0,9
<i>Csontliszt</i>	6,0	33,3	60,7	3,8	0,2	0,3	31,3	1,0	23,2	0,1
<sup>2</sup> <i>Csontliszt</i>	5,0	31,5	63,5	3,5	0,1	0,2	33,0	1,0	25,2	0,1
<sup>3</sup> <i>Csontliszt</i>	7,0	37,3	55,7	4,0	0,2	0,3	29,0	1,0	20,0	0,1
<i>Csontszén, tiszta</i>	6,0	10,0	84,0	1,0	0,1	0,3	43,0	1,1	32,0	0,4
<i>Csontszén, használt</i>	10,0	6,0	84,0	0,5	0,1	0,2	37,0	1,1	26,0	0,4
<i>Csonthamu</i>	6,0	3,0	91,0	-	0,3	0,6	46,0	1,2	35,4	0,4
<i>Baker-guanó</i>	10,0	9,0	81,0	0,5	0,2	1,2	41,5	1,5	34,8	1,5
<i>Jarvis-guanó</i>	11,8	8,2	80,0	0,4	0,4	0,3	39,1	0,5	20,6	18,0
<i>Esztrema-dura-apatit</i>	0,6	-	-	-	0,7	0,3	48,1	0,1	37,6	0,2
<i>Szombrero-foszfát</i>	8,5	-	91,5	0,1	-	0,8	43,5	0,6	35,0	0,5
<i>Navassa-foszfát</i>	2,6	5,4	92,0	0,1	-	-	37,5	0,6	33,2	0,5
<i>Nassau-i foszforit</i>	2,6	-	97,4	-	0,8	0,4	45,1	0,2	33,0	0,3
<i>Nassau-i foszforit</i>	2,5	-	97,5	-	0,7	0,4	40,1	0,2	24,1	-
<i>Westfáliai foszforit</i>	6,5	1,6	91,9	-	-	-	21,8	0,9	19,7	1,0
<i>Hannoveri foszforit</i>	2,0	3,5	94,5	-	-	-	37,2	0,2	29,2	0,5
<i>Hannoveri foszforit</i>	2,0	3,5	94,5	-	-	-	37,2	0,2	29,2	0,5
<i>Kalcium-foszfát</i>	40,0	-	60,0	-	-	-	28,5	0,5	22,2	0,7
<sup>4</sup> <i>Ca-foszfát</i>	35,0	16,0	49,0	1,5	0,1	0,2	22,0	1,0	15,0	1,2
<i>Koprolit (homokban)</i>	4,3	-	95,7	-	1,0	0,5	45,4	1,0	26,4	0,8
<i>Ammónium-szulfát</i>	4,0	-	-	20,0	-	-	0,5	-	-	58,0
<i>Chili-salétrom</i>	2,6	-	-	15,5	-	35,0	0,2	-	-	0,7
<i>Gyapjúhulladék</i>	10,0	56,0	34,0	5,2	0,3	0,1	1,4	0,3	1,3	0,5
<i>Lenpogácsa</i>	6,5	47,0	46,5	3,1	-	-	20,5	2,4	3,0	-
<i>Halzsír hulladék</i>	2,3	68,4	8,6	5,7	-	-	3,0	0,2	2,3	-
<sup>5</sup> <i>Vérlúgsó</i>		11,0	89,0	1,0	11,5	0,5	18,1	1,2	5,6	4,0
<i>Marhasó</i>	5,0	-	95,0	-	-	44,3	1,2	0,2	-	1,4
<i>Gipsz</i>	20,0	-	80,0	-	-	-	31,0	0,1	-	44,0
<i>Szódagipsz</i>	9,0	4,0	87,0	-	-	2,2	34,5	-	0,1	41,3

Manapság már nem kérdéses, hogy az erdei alom eltávolítása az erdőből a fák növekedése szempontjából általában rendkívül hátrányos. Ezért csak ritka esetben, ha az erdei talajnak különösen jó a termékenysége, lehet megfontolás nélkül alkalmazni ezt az alomfajtát úgy, hogy a faállomány ne károsodjon. Számos erdő szomorú külseje, ami az alom ismételt kigereblyezésének a következménye, a jövőre nézve a legnagyobb

elővigyázatosságra int. Nemcsak az jelent kárt, hogy az erdőkből az alommal eltávolított növényi tápanyagban veszteség lép fel, ami gyakran a fiatalabb és idősebb fák gyors elsatnyulásához vezet, hanem még inkább a humusztakarónak helyenként jelentkező hiánya. Ezáltal a fák fejlődésére nézve hátrányos talajkiszáradás következik be, a talaj mállása és az oly fontos „porhanyóssá” válása nagyon lelassul, sőt ez a folyamat teljesen le is állhat.

8. táblázat folytatása

	Víz	Szerva	Hamu	N	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O	CaO	MgO	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	SO <sub>3</sub>
<sup>6</sup> Gázgyári mész	7,0	1,3	91,7	0,4	0,2	-	64,5	1,5	-	12,5
Cukorgyári mésziszap	34,5	24,5	41,0	1,2	0,2	0,6	20,7	0,3	1,5	0,3
Répamoslék-szén	17,7	9,2	73,1	-	38,0	4,0	2,1	0,4	0,3	1,3
Kilúgzott fahamu	20,0	5,0	75,0	-	2,5	1,3	24,5	2,5	6,0	0,3
Fa-korom	5,0	71,8	23,2	1,3	2,4	0,5	10,0	1,5	0,4	0,3
Kőszénkorom	5,0	70,2	24,8	2,5	0,1	-	4,0	1,5	-	1,7
Lombosfák hamuja	5,0	5,0	90,0	-	10,0	2,5	30,0	5,0	6,5	1,6
Tülevelű fák hamuja	5,0	5,0	90,0	-	6,0	2,0	35,0	6,0	4,5	1,6
Tőzeghamu	5,0	-	95,0	-	1,5	0,8	?	1,5	0,6	1,3
Barnaszén hamuja	5,0	-	95,0	-	0,5	0,4	?	3,2	0,2	8,5
Kőszén hamuja	5,0	5,0	90,0	-	0,1	0,1	?	3,0	0,1	5,0

<sup>1</sup>Müller-Schür szerint kezelve, <sup>2</sup>szilárd csontból, <sup>3</sup>laza, üreges csontból, <sup>4</sup>enyvgyári bázikus, <sup>5</sup>vérلúsgyártás melléktermékei, <sup>6</sup>gáztisztításhoz használt mész

A lombzat (avar) legereblyézése következtében elrontott talajon a teljes faállomány kivágása (tarvágása) és új facsemeték ültetése után sem fejlődnek a fák megfelelően. Nem ritkán a korábban jól fejlődő lombos fák a talajjal szemben csekélyebb igényt támazstó tülevelűeknek adják át a helyüket. A lombalom átengedése a szántóföldi gazdaságoknak azonban nem egyeztethető össze a racionális erdőgazdálkodással. Hagyjuk tehát meg az erdőnek, ami jár neki. A mezőgazdálkodás szempontjából az erdei alom fontosságát gyakran túlértékelték. A közönséges erdei alom nem járul hozzá a szántóföld talajának tápanyagokkal történő jelentős gazdagításához, nem pótolhatóan alom-anyag.

Egyes esetekben a kihordott istállótrágyát nem lehet azonnal elteríteni, talán a túl vastag hórétég miatt, esetleg a talaj túl nedves volta miatt, vagy mert a még lábon álló termés betakarítását meg kell várni. Ilyenkor a gazda arra kényszerül, hogy az istállótrágyát hetekig vagy hónapokig a szántóföldön fekvé hagyja, de ekkor sem szabad az istállótrágyának soha kicsi, fedetlen halmokban feküdni. Ilyenkor az egész istállótrágyát egyetlen nagy halomban kell elhelyezni, s a halom alá összelapátolt talajból elég vastag rétegben alátétet kell készíteni. A trágyahalmot a tetején és az oldalain talajjal kell befedni. Csak ebben az esetben lehet az ember biztos abban, hogy nem lép fel veszteség és a későbbi elterítés után elvárható, hogy az eredeti tápelem-tartalomnak megfelelő hatás mutakozzon.

Csak szükségmegoldásnak lehet tekinteni a fiatal vetések istállótrágyával történő fejtrágyázását. Ez akkor jöhet szóba, ha a talaj táperejét még egy kissé növelni kell, mert a valamilyen okból korábban elmaradt trágyázást be kell pótolni. Fejtrágyázáskor az istállótrágya általában igen gyors, gyakran feltűnően kedvező hatást fejt ki. Ez a

hatás azonban legtöbbször csak egyéves, tehát nem tartós. Az a gazda, aki abban a ritka jó helyzetben van, hogy van felesleges istállótrágyája, vagy rendkívül nagy mennyiségű istállótrágyát lehetőleg gyorsan akar körforgásba hozni, az egy bizonyos haszonnal tudja az istállótrágya egy részét fejtrágyaként felhasználni. Különösen olyan növényeknél áll ez fenn, melyek igen nagy mennyiségű növényi tápanyag hatására sem dőlnek meg, s minőségük sem romlik ezáltal. Ilyenek pl. a kukorica, a cirok, talán még a repce, vagy hasonló növények.

### 3. Szervestrágyák megítélése az újabb német nyelvű irodalomban

A volt NDK szaktanácsadásában az istállótrágyák tápelemeinek átlagos érvényesülését az alábbi módon becsülik a talaj és éghajlati viszonyok stb. függvényében a főbb növényeknél: N 20-40, P 65-70, K 60-90%-os hasznosulás. A műtrágyákkal összevetve ez azt jelenti, hogy a N kb. 30, míg a P és K 100% műtrágya egyenértékkel bírhat. Az ajánlás általában hangsúlyozza, hogy a hosszú tenyészidejű kapások és takarmánynövények a jobb hasznosítók. A herefélék, pillangósok gyökérmaradványa, utóhatása többéves természetst követően egyenértékű lehet 25 t/ha istállótrágya leszántásával. A trágyalé P és K elemei 100%-ban hasznosulhatnak, míg a N 10-70%-ban. Nagy N-veszteségek léphetnek fel az őszi alkalmazásnál a talajtól függően. Az érvényesülés ekkor homoktalajon 10, vályogon 20, kötött vályogon 30, agyagon 40%-ra tehető átlagosan. Hasonló a hígtrágya NPK hasznosulása is, míg a városi komposztok és a szennyviziszapok feltáródását, tápelemeinek érvényesülését az istállótrágyához közelítőnek tekintik (Görlitz et al. 1975).

Az istállótrágya tápelemei terén döntők a könnyenoldható N-vegyületek. E tekintetben nagyok a különbségek a trágyák között. A talaj, éghajlati viszonyok, szántás-mélység, termesztett kultúrnövény függvényében 20-40% közötti N-hasznosulással számolnak. Az évek között is nagyok lehetnek az eltérések. Nedves, csapadékos években a trágya tápanyagai jobban hasznosulnak, mint szárazságban. (Görlitz et al. 1975).

Az őszi leszántott szervestrágya a takarmányrépa és a késői burgonya számára kiválóan érvényesülhet. Legrosszabb N hatékonysággal a többéves lucernatörésben számolhatunk. A pillangósok nagymennyiségű és N-ben gazdag gyökértömege szűk C/N aránnyal önmagában is kiváló N-szolgáltatást biztosíthat. Ideális a 3-4 évente kiszórt 20-30 t/ha istállótrágya.

A trágyalé elsősorban K-ban gazdag, szárazanyagában 0,15% N; 0,02% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; 0,70% K. Hatóanyagai közvetlenül felvehetők. A hígtrágya N-je is jobban hasznosulhat, mint az istállótrágya N-je, mert NH<sub>4</sub>-N formában kerül a talajba. Ugyanakkor a foszfor és kálium 100%-os műtrágyaegyenértékkel szerepel. A városi szemetekomposztok tápelemhasznosulását az istállótrágyáéval azonosnak tekintik. Javasolt adag 25-50 t/ha 3-4 évente (Görlitz et al. 1975):

A szemetekomposzt átlagos összetétel minőségi osztályok szerint

Minőségi osztály	Szervesanyag	N	P	K	Mg	Ca
a szárazanyag %-ában						
1	>30	0,70	0,20	0,35	0,25	1,50
2	25	0,50	0,15	0,30	0,30	2,00
3	<20	0,30	0,10	0,20	0,35	2,50

A szennyvíziszap tápelemeinek hasznosulását szintén azonosnak veszik az istállótrágyával. A szárazágyból frissen vett iszap jobban hasznosul, mert a hosszú tárolás alatt részben veszteséget szenved, részben oldható elemei nehezebben oldhatók és felvehetőkké válnak. A javasolt 40-80 t/ha ajánlott adag utóhatása számottevő.

*Asmus (1983)* hangsúlyozza, hogy a talaj kielégítő szervesanyag ellátottsága a termékenység fontos feltétele, ezért a talajhumusz reprodukciójáról gondoskodni kell. Az NDK homoktalajain a nagyobb termések hosszútávon csak a szerves és műtrágyák együttes alkalmazásával érhetők el. Az együttes alkalmazással előálló terméstöbblet döntően a szerves anyag talajjavító hatására vezethető vissza. A potsdami kutatóintézet egy sor szabadföldi tartamkísérletben próbálta a hatásmechanizmusokat megvilágítani. Az egyik kísérletben, az istállótrágyában és a műtrágyában adott ekvivalens N-t hasonlították össze. Az 1967-ben beállított kísérlet vetésforgója burgonya-őszi búza-cukorrépa-tavaszi árpa volt. A műtrágyát évente, az istállótrágyát kétfévente a kapások alá adták 2-szeres N-adaggal számolva. A két N-forma 5 szinten beállítva 25 kezelést eredményezett (9. táblázat).

**9. táblázat.** Istállótrágyában és műtrágyában adott ekvivalens N hatása a főtermések átlagos sz.a. hozamára a 12 év alatt. Postdam, homoktalaj, t/ha (*Asmus 1983*)

N kg/ha/év Szervestrágyában	Csak műtrágyában adott N kg/ha/év				
	0	50	100	150	200
0	3,24	5,71	6,38	6,46	6,56
50	5,33	6,61	6,60	7,02	7,15
100	5,89	6,99	6,95	7,07	7,18
150	6,26	7,31	7,36	7,37	7,33
200	6,93	7,36	7,34	7,24	7,39
SzD <sub>5%</sub>	4,4				

A termőhely jégkori moréna üledéken képződött rozsdabarna homoktalaj 3% körüli agyag, illetve 20% körüli iszappal. Az altalajban az agyag 20%-ra is feldúsulhat, hasonlóan a nyírségi kovárványos homoktalajainkhoz. A szántott réteg 1-1,2% körüli szerves anyagot, illetve 500-600 mg/100 g talaj összes C-t tartalmazhat. A 9. táblázatban a kapott főtermések szárazanyag hozamát tanulmányozhatjuk. Látható, hogy a kisebb N-szinteken a műtrágya-N előnye kifejezett, de 100 kg/ha/év felett a görbe ellaposodik. Az istállótrágya-N hatása közel folytonos. A különbség oka a szerves-N kisebb oldhatóságában rejlik.

Hasonló tendenciát jelez a N-felvétel. A 10. táblázat a már ismertetett 1. kísérletben kapott átlagos N-felvétel adatait közli. Amint látható, a csak szerves trágyázott kezelésekben a felvett N mennyisége elmarad a csak műtrágyázottól. Azonban amint a 9. táblázatban korábban bemutattuk, a termések nagyobbak voltak a kombinált trágyázásnál. Tehát a N jobban érvényesült istállótrágya alapon. És itt a hosszú távú hatások is megjelennek. Az ásványi-N hasznosulása a növekvő adagokkal sem csökken az istállótrágyázott kezelésekben. A <sup>15</sup>N-felvétel szerint a beépült N 50-60%-a a műtrágya-N, 40-50%-a a szerves-N számlájára volt írható. Az istállótrágya PK-hasznosulása egyenértékű a műtrágya-PK értékével. Természetesen jelentős lehet a szerves trágyákkal bevitt Ca, Mg és mikroelemek mennyisége, melyek a talajt gazdagítják.

**10.táblázat.** 1.kísérlet. Átlagos N-felvétel 1967-1980 között, N kg/ha/év szabadföldi tartamkísérletben, homoktalajon (Görlitz 1983)

Istállótrágya N kg/ha/év	Műtrágya-N kg/ha/év					Átlag
	0	50	100	150	200	
0	51	93	119	141	153	111
50	82	113	135	157	165	130
100	97	127	145	165	170	141
150	131	135	159	165	177	153
200	128	145	162	175	179	158
Átlag	98	123	144	161	169	139

Mivel azonban a nagyobb szerves trágya adagokkal nemcsak a talaj humusz és N-készlete nőtt, hanem a termés is, e talajokon növelni szükséges a szerves anyag készletet a termékenység javítása érdekében. A 11. táblázatban bemutatjuk a talaj humuszmérlegét a 12 év után. Szembetűnő, hogy a 0-30 cm vizsgált talajrétegben (a különbség módszerrel becsülve, tehát a kontrollhoz viszonyítva) az 50 kg/ha/év N-adagnak megfelelő 2,5 t/ha/év szerves trágya szárazanyag még 29%-os dúsulást jelzett és az adag emelkedésével a bevitt szerves trágya szárazanyag %-ában kifejezett dúsulás, visszamérhető drasztikusan visszaesik 16%-ra. A talaj a túl sok szerves anyagot gyorsabban lebontja, elégeti a környezeti feltételekhez (időjárás, művelés stb.) idomulva, egyensúlyra törekedve az adott termőhelyen.

**11.táblázat.** Humuszmérleg a 12 év után (Asmus 1983)

N kg/ha/év Istállótrágya	Szervestrágya sz.a. t/ha	Szervesanyag t/ha 0-30 cm talajban	Különbség kontrollhoz	Akkumuláció bevitt %-ában
0	0	379	-	-
50	306	467	+88	29
100	611	496	+117	19
150	917	535	+156	17
200	1222	579	+200	16

A termésmaximumok a szerves + ásványi N kombinációiban jelentkeznek. A műtrágyahatások szerves tárgya kijuttatás mellett tovább nőnek és vice versa. A talaj is eltérően reagált a kétféle trágyaszerre. A kizárólag műtrágyázott kezelésekben a szántott réteg szerves-C, szerves-N, illetve humusz tartalmában elszegényedett a 12 év alatt a kiindulási értékekhez viszonyítva. A szerves anyag reprodukcióját a csak műtrágyázás nem volt képes fenntartani. Az 50 kg/ha/év N adag istállótrágyával, mely kb. 10 t/ha/év trágyaadagnak felel meg, illetve 2,5 t/ha/év szárazanyag mennyiségnek, a talaj humusz és összes-N készlete fenntartható volt, állandó maradt. Azaz a humusz leépülését ez már kompenzálta, egyensúlyba hozta (11. és 12. táblázat).

A 2. kísérlet 1959-1979 között folyt 21 éven át, összevont eredményeit a 12. táblázat tünteti fel. A forgó burgonya, zab, rozs volt, szerves trágyákat a burgonya alá adták. Műtrágyázással a kontroll termése megkétszereződött. A szalma 4 t, az istállótrágya adagja 24 t/ha/év mennyiségnek felelt meg. A műtrágyázás + szalma kiegészítéssel a termés nem változott. Maximális termések az együttes műtrágya + istállótrágya kezelésben képződtek. A kísérletben, illetve a kezelések között érvényesült a hatóanyag



azonosság elve. A műtrágya + szerves trágyakezelésben 14%-kal több termést kaptak, mint a csak műtrágyázottban.

**12.táblázat.** A talaj C-szerves tartalma a 12 év után, mg/100 g talajban (Asmus 1983)

N kg/ha/év Istállótrágyában	Csak műtrágyában adott N kg/ha/év				
	0	50	100	150	200
0	510	480	480	490	480
50	560	560	610	640	640
100	590	640	620	670	680
150	620	650	730	650	800
200	660	710	750	780	830
Átlag	588	608	638	646	686

A talaj szén és nitrogén készlete a 21. év végén szintén az istállótrágyával bevitt szerves anyagtól függött döntően. Induláskor a talaj szerves anyag készlete 54,3 t/ha (azaz 700 mg/100 g összes-C) volt, mely a trágyázás nélküli kontroll talajon 37,2 t/ha-ra (480 mg/100 g) épült le. A 32,5 t/ha szerves trágya szárazanyag bevitelével, a rendszeres istállótrágyázással a 21. év végére kerekén 54 t/ha maradt (690 mg/100 g C-összes), tehát az egyensúlyt biztosította. Becslések szerint az istállótrágyával beszántott szárazanyag 31, míg a szalma 17%-a akkumulálódott a talajban, illetve járult hozzá a talaj-humusz reprodukciójához. A melléktermék szalma visszajuttatása azonban nem tudta kompenzálni a humuszfogyást.

**13.táblázat.** 3. kísérlet. A műtrágya-N és a hígtrágya-N hatásának összehasonlítása 1969-1974 között homoktalajon (Asmus 1983)\*

Trágyázási kezelések	Átlagtermés 6 év alatt		Füvek termése		Burgonya gumó	
	t/ha	%	t/ha	%	t/ha	%
1.Kontroll	2,96	32	1,97	19	4,94	68
2.Műtrágya-N <sub>1</sub>	7,89	85	8,26	80	7,12	98
3.Műtrágya-N <sub>2</sub>	9,29	100	10,32	100	7,24	100
4.Műtrágya-N <sub>3</sub>	9,06	98	9,90	96	7,38	102
5.Hígtrágya-N <sub>1</sub>	6,50	70	6,29	61	6,91	95
6.Hígtrágya-N <sub>2</sub>	7,58	82	7,59	74	7,54	106
7.Hígtrágya-N <sub>2</sub>	8,60	93	9,25	90	7,30	101
(+műtrágya-N <sub>1</sub> )						
SzD <sub>5%</sub>	1,09	12	-	-	-	-

\*Az átlagos N<sub>1</sub>= 180, N<sub>2</sub>= 350, N<sub>3</sub>= 510 kg/ha/év N-terhelés

A 3. kísérlet hasonló talajon 1969-1974 között folyt. A hígtrágyaöntözéssel kijuttatott N hatását összevetették a Ca-ammóniumnitrát műtrágya-N hatásával egy takarmány forgóban. A forgó füves alávetéssel zöldtakarmány zabot, füveket, burgonyát jelentett. A hígtrágya adagja a N-hatóanyag azonosság elvén alapult, műtrágya-N adagját a hígtrágyával bevitt N-hez igazították, mely átlagosan 0, 180, 350, 510 kg/ha/év terhelést jelentett. A hígtrágya-N átlagosan 25%-kal kisebb terméseket adott a füvek esetében. Ennek oka, hogy a hígtrágya-N egy része közvetlenül a növények számára nem felvehető formában van. A felszíni öntözésnél N-veszteségek is fellépnek

részben az  $\text{NH}_3$  légkörbe jutásával, illetve a tartós öntözésnél a  $\text{NO}_3\text{-N}$  kilúgzásával (13. táblázat).

A hígtrágya-N és a műtrágya-N együttes alkalmazása a hosszabb tenyészidejű burgonyánál már hasonló terméseket adott, mint a csak műtrágyázási kezelés. A talaj szerves anyag készlete a 6. év végén minden kezelésben gyarapodott. A csak műtrágyázási kezelésekből átlagosan 5 t/ha mennyiséggel, mely a fűvek megnőtt tarló- és gyökérmaradványainak köszönhető. A hígtrágyával bevitt szerves anyag további humusz-készlet emelkedést eredményezett. A 6 év alatt átlagosan 43 t/ha szerves szárazanyag bevitele történt. Ennek eredményeképpen a szántott réteg összes-C készlete 193 mg/100 g értékkel nőtt, azaz 12 t/ha humusszal/szerves anyaggal gyarapodott. Az adott szerves anyag szárazanyag tartalmának tehát mintegy 28%-a kimutatható volt a szántott rétegben (14. táblázat).

14.táblázat. 3.kísérlet. A humuszmérleg jellemzői a 6. év végén Asmus (1983) nyomán. Hígtrágyaöntözés homoktalajon

Trágyázási kezelések	Adott szerves sz.a. t/ha/6 év	C összes mg/100 g	Humusz t/ha	Különbség* kontrollhoz, %
1.Kontroll- $\text{N}_0$	-	840	55	-
2.Műtrágya- $\text{N}_1$	-	930	61	6
3.Műtrágya- $\text{N}_2$	-	880	58	3
4.Műtrágya- $\text{N}_3$	-	950	62	7
Átlag	-	900	59	5
5.Hígtrágya- $\text{N}_1$	26	1020	67	12
6.Hígtrágya- $\text{N}_2$	52	1140	75	20
7.Hígtrágya- $\text{N}_2$ + Műtrágya- $\text{N}_1$	52	1120	73	18
Átlag	42	1093	71	17
Különbség	+43	+193	+12	+28

A műtrágya N-formája  $\text{Ca}(\text{NH}_4\text{NO}_3)$  volt. Adagok a fűvekre, burgonyára eltértek: Fűvekre  $\text{N}_1=200$ ,  $\text{N}_2=400$ ,  $\text{N}_3=600$  kg/ha/év, Burgonyára  $\text{N}_1=120$ ,  $\text{N}_2=240$ ,  $\text{N}_3=360$  kg/ha/év

Görlitz (1983) szintén kiemeli, hogy a szerves trágya alapvetően járulhat hozzá a talajhumusz, illetve talaj szerves anyagának és tápelemeinek reprodukciójához. Különbösképpen érinti ez a N-t, mely döntően a szerves anyagban található a talajban. Szervestrágyázással javulhatnak a talaj fizikai tulajdonságai, mely a műtrágya-N érvényesülését elősegítheti. Az 1960-as évek óta beállított tartamkísérletben vizsgálják a szerves trágya tápelemeinek érvényesülését, összevetve a műtrágyákéval. A kísérletek 0,7-1,1% közötti összes-C (1-2% humusz) és 0,05-0,10% összes N-tartalommal rendelkező homoktalajokon folytak a Postdam-i Intézetben. A N hasznosulását  $^{15}\text{N}$  módszerével és inkubációs kísérletekben is ellenőrizték.

A szervestrágya-N egy közvetlen gyors és egy indirekt lassú hatással rendelkezik. A közvetlen hatása az 1. és 2. évben jelentkezik, ezt hasonlítjuk a műtrágyák hatásával és kifejezzük műtrágya egyenértékben. Az istállótrágya-N kb. 30%-a hasznosulhat az 1. évben. Ezzel szemben a hígtrágya-N a nagy ásványi N-frakcióival nagyobb hatású, hacsak nem mosódik ki. Tehát az alkalmazás módjától függően az 1. évben 20-60% műtrágya egyenértéket képviselhet. A bevitt N fele a talajban marad és lassú hatást fejt ki. Feltölti a talaj N-készletét és javítja a termés kilátásokat.

*Skarda (1983)* a sertéshígtrágyával végzett szabadföldi tartamkísérleteit ismerteti, melyeket Csehország különböző talajain végzett. Pillangós, ill. kalászos takarmánynövények (takarmánybab, őszi búza, tavaszi árpa) alá 84-138 kg/ha/év, takarmányforgóban (takarmányrépa, burgonya, silókukorica, füvek) 163-469 kg/ha/év N-adagnak megfelelő hígtrágyát alkalmazott. A 10 éves átlagban a hígtrágya 6,09% szárazanyag; 4,32% szerves anyag és 0,54% N készlettel bírt 7,0 pH-értékkel. A hígtrágyázás jórészt feleslegessé tette a műtrágyákat és ökonómiailag is kedvező beavatkozásnak minősült. A csak hígtrágyában adott N nem érte el az egyenértékű műtrágya-N hatékonyságát, de műtrágyával együtt adva hatékonyabb volt, mint az egyenértékű műtrágya-N.

*Mazur et al. (1983)* Lengyelországban végzett vizsgálatai alapján arra a következtetésre jut, hogy a szarvasmarha hígtrágya N-je ugyanolyan hatású lehet a termésre és a fehérje tartalmára, mint a műtrágya-N. A sertéshígtrágya némileg gyengébb N-hasznosulást mutatott.

*Sager (2007)* szerint Ausztriában mintegy 2 millió szarvasmarhát, 3 millió sertést és 12 millió csirkét tartanak. Az állati eredetű friss szervestrágya termelése 20 millió t/év mennyiségre tehető. A szervestrágyák elemtartalmát a 15. táblázatban tanulmányozhatjuk. Az adatok médian értékek szárazanyagra megadva. Amennyiben a trágyát biogáznyerésre is hasznosítják, visszamarad a „biogáz trágya”. A szerző a szarvasmarha, sertés és a szárnyasok trágyája mellett közli a biogáztrágya, a komposzt trágya és a szennyvíziszapok átlagos összetételét is. Tanulságos a táblázatban nyomon követni, hogy mely elemek mely trágyaféleségben dúsulhatnak, illetve mely elemekben szegények.

Láthatóan a sertéstrágyák igen gazdagok K, P, S, Mn, Zn, Cu, Mo, Se elemekben. A 8/2001. (I. 26.) FVM rendelet összefoglalja a termésnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló ismereteket, tudnivalókat. Ezek a kereskedelmi forgalomban kerülő anyagokra vonatkoznak. A szerves trágyaszerek legalább 40%-a szárazanyag, azon belül minimum 50% szervesanyag és kevesebb, mint 4% vízzeloldható sótartalommal kell, hogy rendelkezzenek. A minimális N 1%, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 0,5%; K<sub>2</sub>O 0,5%; Ca 1%, Mg 0,5% szárazanyagban. A toxikus elemekre vonatkozó határértékek az alábbiak szárazanyagban: Cu 100, Cr 100, Pb 100, Co 50, Ni 50, As 10, Cd 2, Hg 1 mg/kg. Természetesen a szigorú talajhigiénás mikrobiológiai előírásoknak is eleget kell tenniük. A komposztokra adott makro és toxikus mikroelemekre vonatkozó határértékek a fentiekkel azonosak. A hulladékot is tartalmazó komposztoknál megjelenik a Se 10 mg/kg szárazanyag koncentrációval.

A sertéstrágya elméletileg kereskedelmi forgalomba nem hozható trágyaszer, mert Zn és Cu készlete többszörösen meghaladja a szokásos szervestrágya, istállótrágya Zn és Cu tartalmát. Csak korlátozással használható fel termőföldön. A kiadható mennyiség nem haladhatja meg a 30 kg/ha/év Zn, illetve 10 kg/ha/év Cu terhelést termőföldön a szennyvíziszapoknál előírtak, az 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet alapján. Mi a forrása a Zn, Cu, Se szennyezésnek? A főbb állatfajok átlagos Zn, Cu és Se szükségletét általában a takarmányok 30-60 mg/kg Zn, 5-10 mg/kg Cu és 0,5-1 mg/kg Se tartalma a szárazanyagban kielégítheti. Az egészségügyi maximum *Brauer (1998)* szerint az állatfajoktól függően 300-1000 mg Zn, 30-100 mg Cu, 4-5 mg Se jelentheti takarmány szárazanyag kilogrammonként. A sertés (*Chaney 1982*) azonban az 1000 mg/kg Zn-terhelés mellett 250 mg/kg szárazanyag Cu-terhekést is elviseli.

Visszatérve a 15. táblázat adataihoz az is megállapítható, hogy a szárnyasok trágyája viszonylag Ca-ban gazdag. A tojók Ca-ban dús táplálékot kapnak, hogy a tojás-

háj szilárdságát biztosítsák. A szennyvíziszap és különösen a komposzttrágya bizonyult jelentős Ca-forrásnak. A biogáztrágya K és Na elemekben foglalja el az első helyet, feldúsulhat a visszamaradó anyagban. A komposzt viszont éppen e két elemben rendkívül szegény volt a szennyvíziszappal együtt. Utóbbi trágyaszerekben a Ca, Mg, Sr, Fe, Al és a toxikus nehézfémek ipari szennyezést tükröznek. A szerves trágyaszerek összetétele tehát változó. Különösen a mikroelemtartalmak különbözhetnek extrém módon a szerves trágyákban. Példaképpen közöljük a 16. táblázatban a Mn, Zn, Cu, Se minimum-maximum koncentrációkat Sager (2007) nyomán.

15. táblázat. Szervestrágyák sz.a. medián elemtartalma Ausztriában, Sager 2006

Elem jele	Szarvas-marha	Sertés trágya	Sertés szilárd	Szárnycsok trágyája	Biogáz trágya	Komposzt trágya	Szennyvíz iszap
%							
K	4,47	7,55	1,86	1,50	6,71	0,62	0,68
Ca	2,06	3,21	3,62	5,05	3,10	8,36	5,33
Mg	0,93	1,44	1,19	0,68	0,76	1,56	1,74
P	0,84	2,80	2,90	1,91	1,35	0,53	1,09
S	0,51	-	0,60	0,35	0,46	-	0,55
Na	0,36	0,21	0,27	0,20	1,63	0,06	0,22
Fe	0,20	0,21	0,27	0,12	0,36	2,19	4,51
Al	0,17	0,07	0,08	0,04	0,22	1,51	1,89
mg/kg							
Mn	180	358	317	339	289	447	265
Zn	164	1156	399	314	349	267	683
Sr	59	47	53	60	48	151	136
Cu	51	282	84	66	94	100	166
Ba	46	24	42	41	35	182	163
Cr	6,6	6,9	7,8	10,7	22,3	38,3	30,6
Ni	6,3	12,5	8,9	8,5	14,1	25,7	25,6
Pb	4,1	1,9	2,6	5,4	7,7	43,4	38,3
Mo	3,5	5,3	2,1	3,3	4,9	1,3	1,3
Li	3,2	3,5	1,4	2,1	7,2	15,9	33,3
V	2,9	4,2	6,0	7,8	5,4	24,7	27,7
Co	2,1	4,0	2,3	1,7	2,4	7,5	12,8
Se	0,59	3,37	1,35	1,40	0,80	-	2,08
As	0,33	0,88	0,51	0,12	-	7,0	11,2
Cd	0,27	0,46	0,33	0,43	0,56	0,43	0,82
Be	0,16	0,16	0,16	0,17	0,30	1,91	2,30

Az Ausztriában forgalmazott kereskedelmi takarmányok Zn, Cu, Se szennyezett-ségéről tájékoztat a 17. táblázat (Sager 2007). A kiegészítő takarmányok, ásványi összetevők, premixek adagolásával az állat élettani igényét nagyságrenddel meghaladó terhelés léphet fel. A Zn, Cu, Se túlsúlya előnyösen befolyásolja a súlygyarapodást. Tehát nem pl. a Zn-hiány korrekciójáról van szó. A Zn-hiányos termőhelyen, vagy a Ca-ban és fitinsavban gazdag takarmány fogyasztásakor valóban előállhat a Zn élettani hiánya. De az intenzív állattartásban adott Zn és Cu terhelésnél Mantovi (2003) vizsgálatai szerint a feletett Cu 70-80, a Zn 90-96%-a juthat a trágyába. A szerző É-Itáliában

10-15 éven át folytatott sertés és szarvasmarha trágyázást követően azt találta, hogy a trágyázott talajok összes Cu és Zn készlete a szántott rétegben többszörösére emelkedett, esetenként a 100-220 mg/kg koncentrációkat elérve. A sertéshígtrágya 250-850 mg/kg Cu, illetve 600-1000 mg/kg Zn tartalommal rendelkező szárazanyagban. A borjúistálló hígtrágyájában a Cu 30-60, a Zn 600-1000 mg/kg értéket mutatott. Ennek ellenére a termesztett növények közül a kukorica Cu és Zn tartalma kevésbé változott, de még a lucerna hajtása is takarmányozási célokra alkalmas maradt.

**16. táblázat. A Mn, Zn, Cu, Se minimum/maximum koncentrációi (Sager 2006)**

Trágya megnevezése	Mn	Zn	Cu	Se
	mg/kg sz.a.			
Szarvasmarha trágya	40-132	49-405	8-117	0,12-0,84
Sertétrágya	27-642	214-1693	27-642	2,01-3,57
Sertés szilárd ürülék	74-481	48-1439	23-211	1,08-1,42
Szárnyszertrágya	91-807	92-739	28-182	0,54-3,19
Biogáz maradék	4-1530	14-1715	1-360	1,15-3,36
Szennyíziszap	21-1941	45-1575	10-612	0,27-13,1

**17. táblázat. Kereskedelmi takarmányok Cu, Zn, Se szennyezettsége 2002-2004 között Ausztriában. Sager (2007) adatai alapján**

Állatfajok/ csoportok	Cu mg/kg sz.a.		Zn mg/kg sz.a.		Se mg/kg sz.a.	
	Kiegészítő <sup>1</sup>	Ásványi <sup>2</sup>	Kiegészítő <sup>1</sup>	Ásványi <sup>2</sup>	Kiegészítő <sup>1</sup>	Ásványi <sup>2</sup>
Malacok	535	2970	467	3690	1,75	10,5
Sertés	110	868	740	3300	1,79	14,9
Anyadisznó	166	759	405	2990	1,44	11,3
Borjú	87	243	1787	2450	4,41	14,3
Bika	37	950	193	5450	0,63	27,5
Tejelő tehén	50	950	313	5200	0,68	27,6
Lovak	38	560	341	3150	0,50	14,7
Juh	60	-	60	5789	-	18,8
Szárnysok	-	281	-	1975	2,57	11,8
Tojók	-	-	-	-	-	-

<sup>1</sup>Kiegészítő takarmányok. <sup>2</sup>Ásványi összetevők. Premixek a szárnyasok részére 13-92-0,5=Cu-Zn-Se, illetve a tojók részére 1,9-9,8-0,05=Cu-Zn-Se g/kg takarmány sz.a.tartalommal.

#### 4. Szervestrágyák megítélése az orosz nyelvű irodalomban

A már klasszikusnak számító és az újabb irodalom is hangsúlyozza (Mengyelejev 1888; Prjanisnyikov 1934, 1952, 1965; Sesztakov 1954, Szpravocsnik 1964; Klecskovszkij és Peterburgszkij 1964; Balasev és Volkovics 1964; Csubarov 1972; Curkan 1985 stb.), hogy az istállótrágya „teljes” trágya. A vizelet önmagában nem, mert alapvetően csak N-t és K-ot szolgáltat. Könyveikben áttekintik az 1800-as évek német, francia és angol szakirodalmát tudománytörténeti szemmel. Utalnak arra, hogy a nitrifikáció a vizeletben nem mehet végbe, hisz abban a közegben O<sub>2</sub>-igényüket a baktériumok nem elégíthetik ki. Ebből adódóan denitrifikáció is kizárt, hisz nincs NO<sub>3</sub>. Erjedés van és gyors. Ha azonban KNO<sub>3</sub>-ot adunk a vizelethez, megszakad a folyamat.

Ilyenkor az  $O_2$ -t a  $NO_3$ -ból nyerik a baktériumok és a szárazanyagból  $CO_2$ ,  $H_2O$ ,  $CH_4$  keletkezik.

Az istállótrágya a burgonya ideális trágyaszere, mely kultúra sok káliumot igényel. A trágyában a kálium felvehető, de a K-műtrágyáktól eltérően nem kíséri nagymennyiségű, a minőséget károsan befolyásoló Na, Cl,  $SO_4$  ion. A legnagyobb terméseket homokos burgonyatalajon az együttes istállótrágya + műtrágya kombináció adja. Ez a kombináció egyaránt biztosítja a kezdeti elembőséget a fiatal növénynek és a tartalék tápelemtőkét a tenyészidő során. Az istállótrágya lassan bomló humuszanyagának/pufferhatásának, a fiziológiásan kiegyenlített talajoldatnak köszönhető a csak műtrágyás kezeléshez viszonyított terméstöbblet, valamint a termelő  $CO_2$  növény-tápláló és talajtökéket mobilizáló szerepének.

Szervetrágyákhoz tartozik az istállótrágya, zöldtrágya, trágyalé, tőzegek, komposztok, mezőgazdasági és ipari szerves hulladékok, városi szemét, kommunális szennyvíz és iszap, fekália, melyek a növények táplálékául szolgáló hasznos ásványi elemeket és különböző szervesanyagokat tartalmaznak. Összetételük az eredetük és a tárolásuk/kezelésük függvényében széles sávban változhat. Általában nagy víztartalmúak és tápelemekben szegények a műtrágyákhoz viszonyítva, ezért nagy távolságra nem szállíthatók. A keletkezés helyén vagy közelében használhatók, így helyi trágyának is nevezik őket. A Szovjetunióban évente több mint 400 millió tonna istállótrágya, illetve 100-120 millió tonna trágyalé termelésével számoltak korábban (*Sesztakov 1954, Prjanisnyikov 1965*).

Az istállótrágya minősége függ a takarmány összetételétől, az állat fajától, a trágya gyűjtésének és kezelésének módjától. A takarmány szervesanyagai az állatok emésztőcsatornáján áthaladva, enzimek hatására hidrolitosan bomlanak. A takarmányban levő szervesanyag emészthetetlen részét az állatok kiürítik, emészthető része pedig a vérbe jut. A vérbe került szénhidrátok a légzés folyamán elhasználódnak és a tüdőn át széndioxid, illetve víz alakjában eltávoznak (*Mengyelejev 1888*).

A szilárd ürülék szárazanyaga a takarmány szárazanyagának kb. a fele. A takarmány emészthető részének nitrogén- és hamuelem-tartalmát részben a fiatal állatok fejlődő szervezete használja fel (a kifejlett állatoknál ez tej, illetve hízóknál a többlet hús, zsír stb. képződésére fordítódik), a takarmány nitrogén- és hamuelem-tartalmának zöme azonban kiürül. A nitrogén főleg a vizelettel távozik a szervezetből karbamid, hippursav és húgysav alakjában. A szilárd ürülékben marad a nitrogén kisebb része, a talajban lassabban bomló vegyületek alakjában. A hamuelemek közül a kálium jelentős része a vizeletbe jut, míg a fel nem használt foszforsav majdnem teljes egészében a szilárd ürülékbe kerül (*Prjanisnyikov 1932*).

Szarvasmarhákkel végzett kísérletekben meghatározták azt a sz.a., N és hamuelem mennyiséget, melyet a takarmányban kapnak az állatok, illetve amit kiürítenek. Megállapították, hogy a szilárd ürülékben a szárazanyag mennyisége a felére csökkent, a N és a hamuelemek mennyisége megkétszereződött a feletetett takarmányhoz képest (*18. táblázat*). Ezek az adatok arra az esetre vonatkoznak, amikor a jóság főleg szénát eszik állatfenntartó takarmányozásnál. Ha koncentrált takarmányokat is kapnak, amelyek jóval emészthetőbbek a szénánál, az ürülék kevesebb szárazanyagot és több N-t tartalmaz. Az istállótrágya összetételét befolyásolja, hogy milyen arányban van benne a szilárd és a híg ürülék, mely a különböző állatfajoknál változó a takarmány függvényében. A *19. táblázat* a főbb állatfajok napi átlagos trágyaprodukciónját mutatja be.

**18.táblázat.** A szarvasmarha takarmányának és szilárd ürülékének szárazanyag, N és hamu tartalma (In: *Sesztakov 1961*)

Vizsgált jellemzők	Takarmányban	Ürülékben
Szárazanyag kg/nap	10,5	5,2
Nitrogén %	1,5	2,9
Hamu %	7,0	14,0

**19.táblázat.** Szilárd és folyékony ürülék mennyisége állatfajonként kg/fő/nap (In: *Klecskovszkij és Peterburgszkij 1964*)

Állatfaj	Szilárd ürülék	Folyékony	Szilárd/folyékony
Szarvasmarha	20-30	10-15	2,0
Ló	15-20	4-6	3,5
Juh	1,5-2,5	0,6-1,0	2,5
Sertés	1,2-2,2	2,5-4,5	0,5

*Szpravocsnik (1964)* többféle módszert közöl a termelői állótrágya mennyiségének becslésére. *Boussingault* klasszikus képlete szerint a takarmány + az alom tömegét összeadva és osztva 2-vel becsülhető a mennyiség. Az újabb becslés Franciaországban: az állattármány élőtömege x 25 = éves állótrágya termelésével. Ez a megközelítés abból indulhat ki, hogy az 500 kg élő súlyú számosállat maximum 8-10 t/ha/év állótrágyát produkálhat. *Wolff* módszere a már korábban ismertetett német takarmányozási kísérleteken alapul: trágya tömege = (takarmány sz.a. tömege osztva 2-vel + alom sz.a. tömege) x 4. A 4-es szorzó abból adódik, hogy a friss trágyák átlagos nedvesegtartalma 75%. A ló és a juh esetében inkább a 3-as szorzó az elfogadott. Az állótrágya és a trágyatermelés közötti számszerű kapcsolatot a 20. táblázatban tanulmányozhatjuk.

**20.táblázat.** Állatfajok trágyatermelése és az állótrágya, t/fő (Szpravocsnik 1964)

Állótrágya ideje, nap	Szarvasmarha	Sertés	Ló	Juh és kecske
220-240	8-9	1,5-2,0	6-7	0,8-0,9
200-220	7-8	1,2-1,5	5-6	0,7-0,8
180-200	6-7	1,0-1,2	4-5	0,6-0,7
180 alatt	4-5	0,8-1,0	3-4	0,4-0,5

Ami az összetételt illeti, a legtöbb szárazanyagot a lovak és juhok ürüléke tartalmazza. A szarvasmarha szilárd ürüléke szegényebb tápelemekben. Általában elmondható, hogy míg a vizelet NK-ban, a szilárd fázis P-ban gazdag (21.táblázat). A vizeletben gyakorlatilag nincsenek mikroorganizmusok, tiszta. Ezzel szemben a szilárd rész szárazanyagának néha 1/3-át a mikrobák tömege adja. A vizeletet a mikrobák gyorsan elfertőzik, mely NH<sub>3</sub> képződés közben bomlani kezd.

Az állótrágya a szilárd és híg ürüléken kívül almot is tartalmaz, mely növeli az állótrágya mennyiségét és befolyásolja annak kémiai összetételét. Az alom magába szívja a folyékony frakciót és a vizelet bomlásakor képződő ammóniát, így módon csökkenti a nitrogén- és káliumvesztést. A bélsár az alommal elkeverve szárazabbá és lazábbá válik, ennek folytán jobb viszonyok jönnek létre a mikroorganizmusok

életműködése és a trágya bomlása számára. Az alom nagymértékben javítja az istállótrágya fizikai tulajdonságait és megkönnyíti annak talajba juttatását és bemunkálását. Az alom emellett puha, száraz és meleg helyet nyújt az állatoknak. Ezért különösen fontos az alom folyadék- és gázadszorbeáló képessége. A N és hamuelem tartalma pedig a trágya összetételét befolyásolja (*Szpravocsnik 1964*).

**21.táblázat. Különböző állatfajok trágyájának összetétele,% (*Szpravocsnik 1964*)**

Állatfaj	Sz.a.	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO	SO <sub>4</sub>
Szilárd rész							
Szarvasmarha	16	0,29	0,17	0,10	0,35	0,13	0,04
Ló	24	0,44	0,35	0,35	0,15	0,12	0,06
Juh	35	0,55	0,31	0,15	0,46	0,15	0,14
Sertés	18	0,60	0,41	0,26	0,09	0,10	0,04
Folyékony rész							
Szarvasmarha	6	58	<0,01	0,49	0,01	0,04	0,13
Ló	10	1,55	<0,01	1,50	0,45	0,24	0,06
Juh	13	1,95	0,01	2,26	0,16	0,34	0,30
Sertés	3	0,43	0,01	0,83	0,01	0,08	0,08

Az istállótrágya a szilárd és híg ürüléken kívül almot is tartalmaz, mely növeli az istállótrágya mennyiségét és befolyásolja annak kémiai összetételét. Az alom magába szívja a folyékony frakciót és a vizelet bomlásakor képződő ammóniát, így módon csökkenti a nitrogén- és káliumvesztést. A bélsár az alommal elkeverve szárazabbá és lazábbá válik, ennek folytán jobb viszonyok jönnek létre a mikroorganizmusok életműködése és a trágya bomlása számára. Az alom nagymértékben javítja az istállótrágya fizikai tulajdonságait és megkönnyíti annak talajba juttatását és bemunkálását. Az alom emellett puha, száraz és meleg helyet nyújt az állatoknak. Ezért különösen fontos az alom folyadék- és gázabszorbeáló képessége. A N és hamuelem tartalma pedig a trágya összetételét befolyásolja (*Szpravocsnik 1964*).

Legnagyobb adszorbeáló képessége a tőzegalomnak van. Megemlítjük, hogy Magyarországon felláptőzeg alig van, síkláptőzegeink felszívó képessége kisebb, mint a 22. táblázatban közölt érték. A hazai „alomtőzeg” felszívóképessége 200-350, a tőzegkorpáé pedig csak 150-250%-os. A tőzeg több nitrogént tartalmaz, mint a gabonaszalmák, ezért jobb alomnak minősülhet.

**22.táblázat. Különböző alomanyagok minőségi jellemzői (*Sesztakov 1961*)**

Alomfőleség megnevezése	% -os tartalom					H <sub>2</sub> O kg/100 kg alomra	NH <sub>3</sub> g/kg alomra
	H <sub>2</sub> O	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO		
Gabonaszalma	14	0,45	0,25	0,85	0,30	180-300	0,8-3,7
Hüvelyes szalma	16	1,50	0,35	0,50	1,60	280-330	5-8
Falevél	14	1,10	0,25	0,30	2,00	200-400	-
Tülevél	-	0,80	0,10	0,13	0,46	150-200	-
Fűrészpor	25	0,20	0,30	0,74	1,08	420-445	2-4
Síkláptőzeg	25	2,30	0,16	0,05	3,02	400-750	8-18
Moha-tőzeg	30	1,05	0,06	0,10	0,29	900-1800	15-30



A fellápokon vagy *sphagnum-moha* lápokon a tőzeg felső 20 cm-es rétege csak kevésbé bomlott állapotban van. Tüzelőnek nem alkalmas, de almózásra ez adja a legjobb anyagot. Az alomtőzeget kiszárított lápon termelik a fás növények kiirtása után. A tőzegtelep felső szárazabb részéből téglákat vágnak ki, melyeket szárítás után felaprózzák és átrostálják. Tőzegalmot korpa alakjában is előállítanak, amikor a tőzegtelepet ekével, fogassal, kultivátorral, vagy egyéb eszközökkel termelik ki. A folyadékot és gázt jól elnyelő tőzegalom javítja az istálló levegőjét és jobb fekvőhelyet biztosít az állatoknak. Egyúttal javítja az istállótrágya értékét, mivel majdnem teljesen megköti a híg ürüléket, valamint vizelet bomlásakor képződő ammóniát. A moha tőzegalom ezen kívül az állatok közt fertőző betegségeket okozó baktériumok fejlődését is gátolja.

**23.táblázat.** A friss trágyák átlagos összetétele állatfajonként tőzeg és szalma alommal, % (Szpravocsnik 1964)

Vizsgált jellemzők	Szalma alommal				Tőzeg alommal	
	Szarvasm.	Ló	Juh	Sertés	Szarvasm.	Ló
Víz	77,3	71,3	64,6	72,4	77,5	67,0
Szervesanyag	20,3	25,4	31,8	25,0	-	-
N-összes	0,45	0,58	0,83	0,45	0,60	0,80
N-fehérje	0,28	0,35	-	-	0,38	0,48
NH <sub>4</sub> -N	0,14	0,19	-	0,20	0,18	0,28
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,23	0,28	0,23	0,19	0,22	0,25
K <sub>2</sub> O	0,50	0,63	0,67	0,60	0,48	0,53
CaO	0,40	0,21	0,33	0,18	0,45	0,44
MgO	0,11	0,14	0,18	0,09	-	-
SO <sub>3</sub>	0,06	0,07	0,15	0,08	-	-
Cl	0,10	0,04	0,17	0,17	-	-
SiO <sub>2</sub>	0,85	1,77	1,47	1,08	-	-
Fe/Al oxid	0,05	0,11	0,24	0,07	-	-

Az istállótrágya kémiai összetétele és trágyaértéke állatfajonként eltér a takarmányozásuk specifikuma szerint. A *szarvasmarha-trágyában* több a víz és kevesebb a szervesanyag, ezért felmelegedése és bomlása lassúbb. Jobban érvényesül a könnyű talajokon, mivel lassú bomlása akadályozza a tápanyagok kimosódását. A *lótrágya* viszonylag kevés vizet tartalmaz, gyorsan felmelegedő heves trágya. Benne sok a könnyen oldható nitrogén (ammónia alakjában), foszfor és kálium. Lazább, mint a tehéntrágya, kedvezőbbek a körülmények az aerob baktériumok működéséhez. A nehéz agyagos talajokra a legalkalmasabb. A tiszta lótrágyát gyakran melegházakban alkalmazzák biológiai fűtőanyagként. A *juhtárgya* még szárazabb és még több nitrogént tartalmaz. A talajban gyorsan elbomlik. A *sertéstrágyához* a marhatrágya összetétele áll közel (23. táblázat).

#### *A trágya érése, tárolása, kezelése*

Lazán tárolva 3-4 hónap alatt szárazanyagának 1/3-1/2 részét elveszítheti, míg tömött kazalban ez a veszteség 1/9-1/10 részre csökken. A trágya tömege a kazalban az alábbi módon becsülhető: 1 m<sup>3</sup> friss trágya tömörítés nélkül 300-400 kg, tömörítve 700 kg, féléretten 800 kg, erősen bomlott állapotban 900.

A trágyában a mikroorganizmusok különféle változásokat idéznek elő a tárolás folyamán. A bélsárral kerül a trágyába mikrobák zöme. A baktériumokon kívül a trágyában gombák és véglények is vannak. A vizeletben nincsenek mikroorganizmusok, de az alommal és a szilárd ürülékkel való elkeveredése után a vizeletben is intenzíven megindul a nitrogéntartalmú anyagok bomlása. Az urobaktériumok által termelt ureáz enzim hatására a karbamid igen gyorsan átalakul ammóniumkarbonáttá, majd az ammóniává, széndioxiddá és vízzé:  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2 + 2 \text{H}_2\text{O} = (\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ ;  $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3 = 2 \text{NH}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ .

A hippursav bomlása valamivel lassúbb. Először benzoésav és aminosav keletkezik. Az utóbbi ezután ecetsavvá vagy oxiecetsavvá és ammóniává hidrolizál. Végeredményben tehát a vizelet nitrogéntartalmú anyagai gázalakú ammóniává alakulnak; ez az istállótrágya N-vesztésének legfőbb oka.

Az állati bélsár és az alom N-je lassan bomlik ammóniává. A bélsárban a takarmány emészthetetlen része van tágabb C/N aránnyal. Minél több a szalma a trágyában, annál több nitrogén kötődik meg a baktériumok testének fehérjeiben. A könnyen bomló N-mentes szerves vegyületek fontosak, melyek közé tartoznak a cukrok, keményítő, pentozánok, pektinek és szerves savak. Mennyiségük természetesen a takarmánytól és az állatfajtól függően változó. Levegő jelenlétében a nitrogénmentes szerves anyagok bomlásakor a trágya hőmérséklete 50-70 °C-ra emelkedik. A lassabban bomló cellulózt aerob és anaerob baktériumok erjesztik. Levegő jelenlétében a cellulóz szén-savra és vízre bomlik az alábbi egyenlet szerint:  $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5 + \text{H}_2\text{O} + 6 \text{O}_2 = 6 \text{CO}_2 + 6 \text{H}_2\text{O}$ . A cellulóz anaerob bomlásakor széndioxid és metán keletkezik (biogáz):  $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5 + \text{H}_2\text{O} = 3 \text{CO}_2 + 3 \text{CH}_4$

A trágya bomlásakor ezenkívül vajsav, ecetsav és más szerves savak is képződnek. A bomlási sebesség függ a nedvességtartalomtól, hőmérséklettől, szellőzőtségtől és a trágya kémiai összetételétől. Minél több könnyen bomló szervesanyagot tartalmaz az istállótrágya, annál gyorsabb az erjedés. Rendes körülmények között az istállótrágyában nem képződnek nitrátok és nitrátok. A nitrifikáló baktériumok igen érzékenyek a trágya bomlásakor létrejövő magas hőmérsékletre és csak akkor fejlődnek, ha az oxigén ellátás zavartalan. Ez a trágya alsó és középső rétegeiben nincs meg. Kedvezőtlenül hat rájuk a trágya nagy ammónia-koncentrációja és nagy oldható szervesanyag-tartalma is.

*Az istállótrágya tömött kezelése* abban áll, hogy az állatok alól naponként kihordott trágyát 2-3 m széles rétegekben a trágyatelepre rakják és mindjárt tömörítik. Amikor a kazal magassága eléri az 1,5-2 m-t, szorosan az első mellé rakják a másodikat stb. egészen addig, amíg az egész telep be nem telik. A jobb tömörítés érdekében úgy kell a trágyát elhelyezni, hogy végig lehessen járni rajta traktorral. Ha a kazal magasodik, a rájárás megkönnyítésére deszkával boríthatjuk be. Amikor már nem rakunk több trágyát a kazal tetejére, a végein kiegyengetjük. A kazlat földdel, tőzeggel vagy szalmával fedik be.

#### *A trágya kezelése lazán, későbbi tömörítése*

Ennek a tárolási módnak az a lényege, hogy a jóság alól elhordott trágyát kb. 1 m magas laza rétegben rakják le a trágyatelepen. Hideg időben felül szalmával vagy deszkával kell fedni, hogy ki ne hűljön. Laza rakásban a mikrobiológiai folyamatok aerob körülmények közt játszódhatnak le, a trágya szervesanyaga gyorsan erőteljes bomlásnak indul. A kazal belsejében emelkedik a hőmérséklet és néhány nap múlva eléri a

60-70 °C-ot. Ezután tömörítik a trágyát és az első rétegre ráhelyezik a másodikat, először lazán, majd ha hőmérséklete 60-70 °C-ra emelkedett, ezt is tömörítik. Ezzel a módszerrel több trágyaréteget helyeznek egymásra, míg a rakás magassága 2-3 m nem lesz. A trágyát tömörített állapotban tárolják a kihordásig. Laza tároláskor legnagyobb a N- és szervesanyag-veszteség. A tőzegalmos trágya kevesebb nitrogént veszített, tömör tárolásakor pedig jóformán semmit. A tőzeg majdnem minden ammóniát adszorbeált ami az istállótrágya bomlásakor képződött (24. táblázat).

**24.táblázat.** Az istállótrágya-kezelés és az alom minőségének hatása a N, trágyalé és a szervesanyag veszteségére (In: Klecskovszkij és Peterburgszkij 1964)

Istállótrágya kezelése	Alom: szalma			Alom: tőzeg		
	Szervesa.	N	Trágyalé	Szervesa.	N	Trágyalé
Laza tárolás	33	31	10	40	25	4
Laza-tömött	25	22	5	33	17	3
Tömött rakás	12	11	2	7	1	1

A trágya tárolásával szembeni követelményünk, hogy a trágya-N a növények számára jól felvehető vegyületek (pl. ammóniumsók, továbbá könnyen bomló aminok és amidok) alakjában halmozódják fel. Az érés folyamán a fehérjék ammóniaképződés közben bomlanak, az utóbbit újra felveszik a baktériumok és testük fehérjeivé alakítják. A trágyában a fehérje-nitrogén felhalmozódása ezeknek a bomlási és szintézis-folyamatoknak az eredménye, ezért a fehérje összes mennyisége csak kevésbé változik. Jóval nagyobb változást szenved az ammónia, mely a szalmás istállótrágya érése során minden esetben csökken (25. táblázat).

Az istállótrágya tárolásakor a trágya vízben oldható P-tartalma 7%-ról 25-30%-ra, a 0,05 n HCl-ben oldható foszfor mennyisége pedig 30-ról 80-85%-ra nőhet a trágya összes foszfortartalmának százalékában.

**25.táblázat.** Istállótrágya érésének hatása az összetételre, % (Szpravocsnik 1964)

Vizsgált összetevők	Friss	2-hónapos	4-hónapos	5-8 hónapos
Víz	72,0	75,5	74,0	68,0
Szervesanyag	24,5	19,5	18,0	17,5
N-összes	0,52	0,60	0,66	0,73
N-fehérje	0,33	0,45	0,54	0,68
N-NH <sub>4</sub> -N	0,15	0,12	0,10	0,05
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,31	0,38	0,43	0,48
K <sub>2</sub> O	0,60	0,64	0,72	0,84

**26.táblázat.** A szénhidrátok %-os változása az istállótrágyában (Sesztakov 1961)

Trágya tárolásmódja	Szalmás trágya		Tőzezes trágya	
	cellulóz	pentozánok	cellulóz	pentozánok
Laza	43	66	41	64
Laza, majd tömött	42	61	35	49
Tömött	5	47	6	18

Elméletileg káliumvesztés alig van. Megemlítjük, hogy a hazai vizsgálatok szerint olyan esetekben, amikor a trágyalé, illetve csurgaléklé elfolyik, a K 20-30%-a is elveszhet. A N-mentes szervesanyagok közül a trágya elég sok cellulózt (30-36 szárazanyag %) és pentozánt (14-16 szárazanyag%) tartalmaz. A lazán, majd tömötten tárolt trágyában a cellulóznak majdnem fele elbomlik a tárolás folyamán, míg a tömött kezeléskor alig van cellulózvesztés, mert az összes szervesanyagvesztés is kisebb. A pentozánok bomlása mindhárom kezelési mód esetén erőteljesebb (26. táblázat).

Bőséges almozással csökkenthetjük a trágya N-vesztését, és több trágyához jutunk. Minél több az alom (azaz minél távolabb volt a friss trágya C/N aránya), annál kisebb a N-vesztés. A szalmával trágyába kerülő nagy mennyiségű friss szervesanyag hatására erőteljesebbé válik a mikroorganizmusok szaporodása, fejlődése, melyek a szerves nitrogént testük plazma-fehérjéibe építik be. Ily módon a N ideiglenesen megkötődik. A talajba kerülve a mikrobák testének fehérje-nitrogénje mineralizálódik és a növények számára felvehetővé válik. A foszforitliszt hozzáadása szintén csökkenti a N-vesztést. A trágya érése gyorsabb és a foszforitliszt foszfor-tartalma részben olyan vegyületekké alakul, amelyeket a növények fel tudnak venni (27. táblázat).

**27.táblázat. Szuperfoszfát hatása a N-vesztésére 4 hónap után (Szpravocsnik 1964)**

Kezelések (szuperfoszfát %-a)	N-vesztés % -ban
Istállótrágya	46
Istállótrágya + 1% szuperfoszfát	32
Istállótrágya + 2% szuperfoszfát	24
Istállótrágya + 3% szuperfoszfát	11
Istállótrágya + 4% szuperfoszfát	3

A takarmány minősége függvényében a friss istállótrágya NPK tartalma a 28. táblázatban foglaltak szerint változhat többszörös eltéréseket mutatva. Az átlagos mikroelemek mennyiségéről a 29. táblázat tájékoztat. A minimum és maximum koncentrációk között itt már nagyságrendbeli különbségek adódhatnak.

**28.táblázat. Takarmány minőségének hatása a friss istállótrágya NPK tartalmának változására, % (Szpravocsnik 1964)**

Vizsgált elemek	Lótrágya	Tehéntrágya	Sertéstrágya
N	0,32-0,84	0,21-0,75	0,28-1,05
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,18-0,68	0,11-0,65	0,15-0,73
K <sub>2</sub> O	0,23-0,80	0,19-0,75	0,22-0,85

**29.táblázat. Az istállótrágya mikroelem tartalma, mg/kg sz.a. (Szpravocsnik 1964)**

Vizsgált elemek	Minimum	Maximum	Átlag
Mn	75	549	201
Zn	43	247	96
Cu	8	41	16
B	4	52	20
Mo	0,8	4,2	2,1
Co	0,2	4,7	1,0

Az istállótrágya-N hasznosulása a tartós utóhatás miatt 50% fölé emelkedhet és a VIUA tenyészedény-kísérletei szerint elérheti a 64%-ot. A P és K hasznosulása 100%-os is lehet, amennyiben a N-kínálat megfelelő, illetve a trágya eléggé érett. Az istállótrágyához N-t adva javul a PK hasznosulása, mert a N minimumban van a trágyában. Az 1968-1979 között a moldáviai agrokémiai szolgálat és a tudományos intézetek nagyszámú szervesztrágya mintát analizáltak. Vizsgálatok kiterjedtek a fontosabb állatfajokra és trágyaformákra 2076 mintát érintve. *Curkan (1985)* könyve alapján az eredményeket a 30. és 31. táblázat foglalja össze. A szerző megállapítása szerint a sertéshígtrágya-N közel 90%-a van mobilis formában.

30.táblázat. Szervesztrágyák átlagos összetétele és frakciói *Curkan (1985)* nyomán

Trágyaforma Frakciók	Minták száma	H <sub>2</sub> O %	pH	N %	NH <sub>4</sub> -N %	NO <sub>3</sub> -N mg/kg	C/N arány
Szarvasmarha istállótrágya							
Szalmás trágya	1252	58	8,2	0,53	0,03	207	14
Hígtrágya	60	90	8,7	0,30	0,08	17	10
<sup>1</sup> Szilárd rész	36	73	8,3	0,57	0,08	132	12
<sup>2</sup> Folyékony rész	143	98	8,2	0,07	0,04	17	2
Sertéstrágya							
Szalmás trágya	310	60	7,5	0,89	0,17	152	11
Hígtrágya (1:2)	45	96	8,5	0,23	0,20	40	6
<sup>1</sup> Szilárd rész	45	82	8,7	0,56	0,23	60	9
<sup>2</sup> Folyékony rész	68	99	8,0	0,06	0,04	11	2
Juhtrágya							
Szalmás trágya	25	45	7,5	1,04	0,17	50	12
<sup>1</sup> Szilárd rész	13	53	8,3	1,06	0,08	37	11
Szárnyas trágya							
Alommal	46	48	7,7	1,53	0,45	542	9
<sup>1</sup> Szilárd rész	28	52	7,1	1,85	0,45	335	9
<sup>2</sup> Folyékony rész	5	99	7,0	0,14	0,09	8	

Trágyaforma Frakciók	Minták száma	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	K <sub>2</sub> O %	Hamu %	C NH <sub>4</sub> -N	N,P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ,K <sub>2</sub> O kg/t	N/P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /K <sub>2</sub> O arány
Szarvasmarha							
Szalmás trágya	1252	0,31	0,81	23,0	347	16,6	1:0,6:1,3
Hígtrágya	60	0,17	0,37	2,2	327	3,5	1:0,6:1,2
<sup>1</sup> Szilárd rész	36	0,42	0,79	5,7	947	17,7	1:0,7:1,4
<sup>2</sup> Folyékony rész	143	0,02	0,09	0,7	33	2,2	1:0,3:1,3
Sertéstrágya							
Szalmás trágya	310	0,53	0,52	21,7	62	19,6	1:0,6:0,6
Hígtrágya (1:2)	45	0,66	0,25	1,4	6	4,3	1:0,6:0,6
<sup>1</sup> Szilárd rész	45	0,66	0,25	5,6	22	14,7	1:1,2:0,4
<sup>2</sup> Folyékony rész	68	0,03	0,05	0,6	3	1,5	1:0,6:0,9
Juhtrágya							
Szalmás trágya	25	0,45	1,43	29	107	29	1:0,6:1,4
<sup>1</sup> Szilárd rész	13	0,43	1,10	25	156	26	1:0,4:1,0
Szárnyas trágya							
Alommal	46	1,44	1,00	29	29	40	1:0,9:0,7
<sup>3</sup> Szilárd rész	28	1,29	0,92	24	36	403	1:0,7:0,5
<sup>3</sup> Folyékony rész	5	0,03	0,09	-	-		1:0,2:0,7

<sup>1</sup>Szilárd rész a hígtrágyában, <sup>2</sup>Folyékony rész a hígtrágyában, <sup>3</sup>Alom nélkül

**31.táblázat.** Mikroelemek tartalma az istállótrágyákban, mg/kg (Curkan 1985)

Istállótrágya fajtája	Mintaszám	Zn	Cu	Ni	Mo	Co
Szarvasmarha	4	30	15	15	1,0	<0,1
Sertés	8	42	24	12	2,3	1,9
Szárnyas	11	40	28	9	1,2	1,1

**Az istállótrágya hatása a talajra és a növényre**

A trágya igen sokoldalú befolyást gyakorol a talajra és a növényekre. A hatás a következő tényezőkből tevődik össze: a trágya tápanyag-forrásul szolgál a növények számára; baktériumokkal dúsítja a talajt; növeli a talaj és a talaj feletti levegő CO<sub>2</sub>-koncentrációját, a talaj humusztartalmát, a talaj pufferkapacitását. Javulnak a fiziko-kémiai tulajdonságok és a szerkezet, a trágya hatására csökken a talaj savanyúsága és nő az adszorbeált bázisok mennyisége.

A 32. táblázat adatai szerint a tartós művelésbevitellel, trágyázással és a kerti talaj meszesítésével az eredetileg kifejezetten savanyú, tápelemszegény podzolos erdőtalaj semleges, kolloidokban és tápelemekben gazdag termékeny talajjává vált. Nőtt a pH(KCl), lecsökkent ezzel párhuzamosan a hidrolitos aciditás (y<sub>1</sub>). Az adszorbeált kationok/bázisok mennyisége többszöröződött (S-érték), vele együtt a talaj adszorpciós kapacitása (T-érték) is. A talajkomplexumban a bázistelítettség 54%-ról 99%-ra emelkedett, tehát a savasságot okozó H és Al ionok gyakorlatilag kiszorultak. Hasonló eredményekről ad számot talajtani könyvében Kovda (1973) podzol és kilúgozott csernozjom talajokon (33. és 34. táblázat).

**32. táblázat.** Tartós istállótrágyázás hatása a talajra (Sesztakov 1961)

Talajhasználat istállótrágyázás	pH (KCl)	mgeé/100 g talaj			V %-a	Felvehető mg/kg	
		y <sub>1</sub>	S-érték	T-érték		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
<sup>1</sup> Kontroll	4,2	5,5	7	12	54	23	140
<sup>2</sup> Szántó	5,3	4,3	14	19	77	195	190
<sup>3</sup> Kert	5,5	2,8	19	22	86	900	612
<sup>4</sup> Régi kert	6,8	0,4	44	44	99	1920	805

<sup>1</sup>Nem művelt erdő, <sup>2</sup>Istállótrágyázott szántó, <sup>3</sup>Erősen trágyázott kert, <sup>4</sup>Intenzív trágyázás és meszesítés hosszú idő óta

**33.táblázat.** Tartós trágyázás hatása a podzol talaj tulajdonságára (Kovda 1973)

Kezelések megnevezése	Humusz	pH	Y <sub>1</sub>	S-érték	V	Al <sup>+++</sup>
	%	(KCl)	mgeé/100 g		%	mg/100
Kontroll	1,94	4,8	6,3	5	43	12
NPK	1,90	4,6	7,6	6	42	14
NPK+mész+istállótrágya	2,05	6,0	2,2	10	82	0,5
NPK+mész+tőzegkomposzt	1,95	6,2	2,0	11	85	0,1

Könnyű talajokon az istállótrágyázás elősegíti a finom homokrészecskék összetapadását. A talaj kötöttebbé válik, nő az adszorpciós kapacitása, ami pedig fontos a nedvesség és a tápanyagok megőrzése szempontjából. Az agyagos talajok viszont fellazulnak, porózusabbá válnak, javul a talajvíz- és levegőcseréje, művelhetősége és gyökerzettsége. Az istállótrágya NPK tartalmának felvehetősége függ a trágya minőségétől, a talaj-típustól és az éghajlati viszonyoktól. A trágya átlagosan 0,5% N-t; 0,25% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-ot és 0,6% K<sub>2</sub>O-t tartalmaz. A 30 t/ha istállótrágyával kb. 150 kg N, 75 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> és 180 kg K<sub>2</sub>O kerül a talajba.

34.táblázat. Tartós trágyázás hatása a kilúgzott csernozjomra (Kovda 1973)

Kezelések megnevezése	H %	pH (KCl)	Y <sub>1</sub>	Ca	Kontroll %-ában			Mobilis tápelemek		
			mgé/100 g		1	2	3	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Kontroll	4,3	5,8	1,2	26	100	100	100	62	177	130
Műtrágyák	4,4	4,9	2,8	22	94	105	102	75	256	191
Istállótrágya	5,1	6,2	0,9	27	143	112	112	87	248	195

1-vízáteresztőképesség, 2-porozitás, 3-vízkapacitás

Az istállótrágya bomlása során keletkező széndioxid jelentősége különösen akkor nagy, ha bő a termés. Egy hektár területen 1 m vastag levegőrétegben kb. 6 kg CO<sub>2</sub> van (0,03 térfogat %). A növényeknek kellő fejlettség és állománysűrűség esetén naponta néhány száz kg CO<sub>2</sub>-ra van szükségük. A 30-40 t istállótrágya bomlása naponta átlag 35-55 kg CO<sub>2</sub>-ot szolgáltat, mely az istállótrágyázott terület fölötti levegőt CO<sub>2</sub>-ban gazdagabbá teszi, a növények CO<sub>2</sub> ellátása lényegesen javulhat. Cukorrépával végzett tenyészedény-kísérletben az istállótrágya bomlása által nyert többlet széndioxid a gyökértermést 19-24%-kal, cukorhozamot pedig 17-25%-kal növelte (Klecskovszkij és Peterburgszkij 1964).

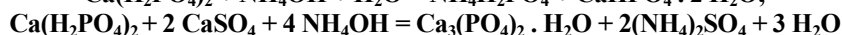
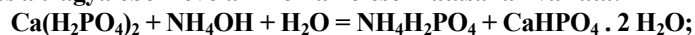
Palavaev és Totev (1983) tapasztalata szerint a szerves trágyák mint az istállótrágya, komposztok, tőzeg stb. humin- és fulvosavai, kismolekulájú szerves savai közömbösítik a toxikus fémeket, mint az Al, Fe, Mn, Zn, Cu. A képződött oldhatatlan vegyületek, kelátok kicsapódnak. A talaj savassága csökken, nő egyidejűleg a trágyával bevitt Ca, Mg, P mennyisége, javul a szerkezet és a termékenység.

Az istállótrágya bomlásakor képződő széndioxid nemcsak a növények levegőből történő táplálkozását segíti elő, hanem a talajban végbemenő folyamatokra is kedvezően hat. A széndioxid növeli pl. a talajban levő foszfátok oldhatóságát. A kalciumkarbonát vízben jól oldható kalciumhidrokarbonáttá alakul át, mely elősegíti a talaj kolloid részecskéinek koagulációját, tartósabbá teszi a talaj szerkezetét. A VIUA kísérleteiben az istállótrágya bomlásakor a talajban 11 hónap alatt az alábbi mennyiségű CO<sub>2</sub> szabadult fel: trágyázatlan talaj 3053, NPK műtrágyázotton 4189, istállótrágyázotton 7914 mg/kg. Ha a növények dúsán fejlődnek és az állomány sűrű, az istállótrágya bomlása során képződő szénsavat majdnem teljesen felhasználhatják. A trágya bomlásából eredő kiegészítő széndioxid-ellátás különösen a zárt térben termesztett növények számára fontos. (A talajlevegő túlságosan nagy CO<sub>2</sub> koncentrációja azonban már mérgező, a növények gyökerei oxigén-hiányban szenvednek, "megfulladnak". Egyes szerzők véleménye szerint többek között ez is egyik oka lehet a közvetlen vetés előtt alászántott friss trágya, vagy egyéb könnyen bomló, tehát sok CO<sub>2</sub>-ot fejlesztő szervesanyag káros hatásának.)

*Az istállótrágya hatásának időtartama.* Agyagos talajban lassan bomlik le a trágya, ezért a termésre gyakorolt hatása éveken át megmarad. Homokos talajokban gyorsan bomlik, hatása a legfeljebb 3-4 évig tart. Az utóhatás nagymértékben függ attól is, hogy milyen adagban alkalmazzuk és hogy milyenek az éghajlati és talajviszonyok. Az 1. éves hatás kisebb, az utóhatás viszont nagyobb a déli vidékeken (öntözés nélkül), mint az északiakon. A délkeleti arid övezetben a trágya utóhatása felülmúlja az első évi hatást. A trágya nedvesség hiánya következtében nehezen bomlik el a talajban, s így az első évben általában gyenge a hatása. A második és a következő években azonban az utóhatás jelentős terméstöbbletet eredményezhet.

*A trágyalé tárolása és felhasználása.* A trágyalé részben az állatok vizeletéből származik, részben a trágya bomlásakor keletkezik. A trágyalé átlagban 0,2-0,25% nitrogént (N); 0,4-0,5% káliumot ( $K_2O$ ) és 0,01% foszfort ( $P_2O_5$ ) tartalmaz. Ezeknek az elemeknek a mennyisége erősen ingadozhat a takarmány összetételétől és a trágyalé gyűjtésének és tárolásának módjától függően: a N 0,01-1% között, a  $K_2O$  0,2-1,2% között. Az egy szarvasmarhától nyert trágyalé össz mennyisége átlagban eléri az évi 2-2,5 m<sup>3</sup>-t. Majdnem ugyanennyi trágyalevet szolgáltat három igásló, három kétévesnél fiatalabb növendékmarha, vagy 10-12 borjú. A trágyalé össz mennyisége függ az alom mennyiségétől és minőségétől, a trágya tárolásának módjától, az istálló és a trágyatelep elrendezésétől.

A trágyaléből kevesebb nitrogén vész el, ha szuperfoszfátot adunk hozzá. A szuperfoszfát és a trágyalében levő ammónia kölcsönhatásának vázlata:



Fenti folyamaton kívül a szuperfoszfát savanyú kémhatása is csökkenti a N-veszteséget. Savanyú közegben (5 pH alatt) ugyanis az ureáz enzim működése erősen visszaszorul, s így a karbamidból nem vagy csak alig képződik ammónia.

*Baromfitrágya.* Tyúkonként évi átlagban 5-6 kg, kacsánként 8-9 kg-ra, libánként 10-11 kg friss trágyára számíthatunk. A baromfitrágya átlagos összetételét a 35. táblázat mutatja. A tyúkok és galambok, valamint a pulykák trágyája több nitrogént és foszfort tartalmaz, mint a többi baromfié, mivel főképp szemestakarmányon élnek. A túlnyomórészt fűfélékkel táplálkozó libák és kacsák trágyájában több a víz és kevesebb az értékes tápanyag. A baromfitrágyában a nitrogén főleg húgysav alakjában van jelen, ez gyorsan elbomlik ammóniára és oxálsavra. Kéthavi tárolás folyamán elveszhet a trágya N-tartalmának 50%-a. Tőzegalom javasolt konzerválás céljából a baromfiólakban, ami beissza a nedvességet és adszorbeálja a trágya bomlásakor képződő ammóniát. Elősegíthetjük a trágyában levő N megőrzését szuperfoszfát hozzáadásával is.

*35. táblázat. A friss baromfitrágya átlagos tápanyagtartalma, % (Sesztakov 1961)*

Madárfaj	Víz	N	$P_2O_5$	$K_2O$	CaO	MgO	$SO_3$
Galamb	55	1,8	1,8	1,0	1,6	0,5	0,3
Tyúk	56	1,6	1,5	0,8	2,4	0,7	0,4
Kacsa	70	0,7	0,9	0,6	1,1	0,2	0,3
Liba	76	0,5	0,5	0,9	0,8	0,2	1,1



### A tőzeg féleségei és agrokémiai jellemzésük

A tőzeglápokat (és a tőzegeket) gyakorlatilag három típusra osztják: mohalápok, átmeneti- és síklápok. A mohaláp-tőzegtelepek (fellápok) magasabb fekvésű helyeken alakultak ki. Az ezeket tápláló vizek kevés ásványi anyagot tartalmaznak, ezért a mohalápok tőzegeinek hamutartalma kicsi. A síkláp-tőzegtelepek rendszerint sík, mélyebb helyeken találhatók, nagy ásványi anyag tartalmú talajvizek táplálják őket, ezért a tőzeg hamutartalma jelentősebb. Az átmeneti tőzeglápok rendszerint köztes típust alkotnak a mohaláp és síkláptőzegek között, és a vízellátási viszonyoktól függően vagy az egyik, vagy a másik csoporthoz állnak közelebb. A különböző tőzeféleségek jellemző agrokémiai adatait átlagos hamutartalom esetén a 36. és a 37. táblázat közli a szárazanyag %-ában.

A felláp vagy mohaláp tőzegtelepek legjellemzőbb növénye a fehér *Sphagnum* moha, mely rendszerint összefüggő takarót alkot. A fás növényzetet a satnya, alacsony növésű erdei fenyő vagy nyírfa képviseli; a lágyszárúak közül a gyapjúsás, ritkábban a sás található meg; a bokrok közül a tőzeg-rozmaring, az arsalapu, hamvasáfonya, gyakran pedig a tőzegáfonya fordul elő.

A síkláp-tőzegtelepek növénytakarója igen változatos, sások, vegyes fűfélék alkotják, ezek alatt pedig zöld *Hypnum*-mohák találhatók; ehhez a csoporthoz tartoznak a nádas tőzegtelepek is, amelyeket a náddal együtt zsurló, káka és gyékény borít; a fajok közül itt leginkább az éger, nyír és fűz fordul elő. A tőzegtelepen található növényzet általában jellemző a lelőhely típusára és a tőzeg botanikai összetételére. (Hazánkban túlnyomórészt síkláp-tőzeg található. A *Lesence* patak völgyében és a Mátrában Kelemér határában van egy kevés mohaláp. A hazai síklápok összetétele hasonló az itt közölt síkláptőzegekéhez, azzal a különbséggel, hogy pH-juk gyakran valamivel nagyobb, és sok  $\text{CaCO}_3$ -ot tartalmaznak csigahéjak formájában is.)

36.táblázat. A tőzegek főbb agronómiai jellemzői (In: Klecskovszkij és Peterburgszkij 1961). A %-os adatok a szárazanyagra vonatkoznak.

Jellemzők	Felláp tőzeg	Átmeneti tőzeg	Síkláp tőzeg
pH( $\text{H}_2\text{O}$ )	3,0-4,5	4,0-6,0	5,5-7,0
pH(KCl)	2,6-3,2	3,6-4,4	4,8-5,8
Szervesanyag, %	95-98	90-95	85-92
Hamu %	2-5	5-10	8-15
N %	0,7-1,5	1,2-2,5	2,5-3,5
$\text{P}_2\text{O}_5$ %	0,05-0,15	0,10-0,15	0,15-0,20
$\text{K}_2\text{O}$ %	0,05-0,10	0,10-0,15	0,15-0,20
CaO %	0,2-0,4	0,4-2,0	2,0-6,0

37.táblázat. A tőzegek agrokémiai jellemzése Balasev és Volkovics (1964) szerint

Vizsgált jellemzők	Felláp tőzeg	Átmeneti tőzeg	Síkláp tőzeg
T-érték mgé/100 g	60	70	100
Bázistelítettség %	10-20	30-40	70-80
Elbomlási fok %	10-50	20-45	40-60
Hamutartalom %	2-5	5-10	15-25
pH( $\text{H}_2\text{O}$ )	3-4	4-6	6-7
N	1,00-2,00	1,70-4,20	2,8-4,0
$\text{P}_2\text{O}_5$	0,10-0,25	0,15-0,35	0,2-0,7
$\text{K}_2\text{O}$	0,04-0,08	0,05-0,20	0,1-0,3

A tőzeg típusát képződésének feltételei determinálják. Fontos jellemzői: botanikai összetétel, érettség (növényi maradványok elbomlottsági foka), hamutartalom, mészlálapot stb. A kevésbé értékes felláp tőzgekben a hamu általában 5% alatt, míg az értékesebb síkláp tőzgekben 8-15% között van. A 15% feletti hamu a ráhordott homok, iszap vagy mész lerakódásoknak köszönhető. A homok és iszap nemkívánatos ballaszt anyagnak minősül, míg a mész növelheti a tőzeg értékét. A 10% (CaO szárazanyagban) feletti mészkészlet esetén a tőzeg adagját a talajsavanyúság alapján állapítják meg.

Szerves P-trágyának minősülhet a tőzeg, amennyiben 3% feletti a  $P_2O_5$ -tartalom  $Fe_3(PO_4)_2$  vivianit formában. Az adagot ilyenkor a P-tartalom határozhatja meg. A redukált, oldható és mérgező  $Fe^{2+}$  vegyületek a levegőn oxidálódva kevésbé oldható (mérgező)  $Fe^{3+}$  vegyületekké alakulnak. A tőzeg igen gazdag lehet N-ben, de lassan ásványosodik. A P jobban oldható (2/3-a citromsavban), míg a K általában teljesen vízoldható; de igen szegény káliumban és mikroelemekben. Különösen Cu-ben, mely erősen kötődik a szervesanyaghoz. Ezzel szemben a Mo-készlet gyorsabban mobilizálható relatív Cu-hiányt okozva a legelő állapotban.

A tőzgek nedvszívó képessége száraz tömegének 10-18-szorosa is lehet, különösen a felláp mohatőzegnél. A T-érték elérheti a 100-200 mg/100 g sz.a. mutatót, tehát a kationcserélő/megkötő képessége a jobb humuszos talajt is meghaladhatja. A síkláp tőzgek jobban elbomlottak, érettebbek, nitrogénben gazdagabbak, hamuelemekben és mészben dúsabbak. A tőzgek közvetlenül hasznosíthatók talajtakarásra, mulcsozásra. A takaró mulch védi a talajfelszínt a kiszáradás, kergesedés, túlzott felmelegedés és a gyomok ellen. Javulhat a talaj levegő- és vízgazdálkodása, a növények táplálkozása.

A komposztáláskor trágyalé, fekáli, hamu, műtrágya, mész, növényi hulladék stb. kerül a tőzegbe. Tápközeget a kertészet hasznosítja palántázásnál. Falusi vidéken ajánlott a fekáli-gödör megnyitása előtt 20-30 cm tőzeget helyezni a gödör fenekére, majd használatkor rendszeresen tőzegporral hinteni. Évente célszerű a folyékony részt 60-80 kg/fő/év száraz tőzegporral felitatni. Tőzeg hiányában fűrészpor, bőrhulladék, száraz humuszos talaj használható. A 2-3 hónapos érlelés után a fertőző ágensek eltűnnek, szaghatás megszűnik. Trágyalével hasonló módon lehet tőzeges komposztot készíteni.

A tőzeg eltérő mértékben elbomlott növényi anyagokból áll. A tőzegképző növények bomlása sok nedvesség és kevés levegő jelenlétében történik. Amikor a tőzeget halmokban levegőztetjük, kissé kiszárad és a benne levő nem teljesen oxidált vegyületek oxidálódnak. A frissen kitermelt nedves tőzeg víztartalma eléri a 80-90%-ot. Egy tonna nyers tőzeg tehát 800-900 kg vizet és csak 100-200 kg szárazanyagot tartalmaz. Az ilyen tőzeg szállítása nem fizetődik ki és nehéz a földeken szétteríteni. Nem szabad azonban azt gondolnunk, hogy minél jobban kiszárad a tőzeg, annál jobb minőségű. A tőzeg mohón nyeli el a vizet és jól megkötí. Ha talajba juttatása előtt 50% nedvességtartalomnál jobban kiszáritjuk, nehezen bomlik, és a talajból fogja elvonni a vizet. Ha kevés a csapadék és a talajban nem elég a nedvesség, különösen óvatossá kell lennünk a száraz tőzeg felhasználásával. A túlszáritott tőzeg termés csökkenést okozhat. Elegendő, ha a tőzeget levegőn 55-65% nedvességtartalomig száritjuk ki.

Hamuval komposztálhatjuk a síkláp-tőzgeket is, ha hamutartalmuk nem nagy. Komposztálás céljára legalkalmasabb a nagyobb PK-tartalmú szalma- és fahamu. Felhasználhatunk tőzeghamut is, de csak a világos színűt. A nagy vastartalmú vörös színű tőzeghamu a tőzeggel való komposztálásra nem alkalmas. Egy tonna tőzegre 25-30 kg fahamut, vagy 50-100 kg tőzeghamut számítsunk. A hamuval, mésszel és foszforral külön-külön kell komposztálni a tőzeget, csak az alászántás előtt szabad elkeverni

egymással. A komposztot kissé tömörítjük. A halom belsejében a hőmérséklet ne haladja meg a 60 fokot. Ha télen keverjük össze a komposztot, a tőzeg súlyához viszonyítva legalább 50-100% istállótrágyát adjunk hozzá.

#### *Tőzeg-fekál komposztok és a fekália*

A fekália tárolásakor különösen a meleg évszakokban igen sok nitrogénvész el, mivel a karbamid bomlásakor szabad ammónia vagy elemi nitrogén keletkezik. A nitrogéntartalom felénél is kevesebbre csökkenhet. Ha híg fekállal öntözünk és nem szántjuk be azonnal, a nitrogénvesztesség a 90%-ot is elérheti. A fekáliával sok nátrium és klór kerül a talajba, rendszeres alkalmazásakor tehát rosszabbodhat a talaj szerkezete. Mivel a fekália lúgos kémhatású, lokálisan alkalmazva perzselést idézhet elő a növényeken. A tőzeggel való komposztálás megoldja mind a nitrogén konzerválásának, mind a fekália fertőtlenítésének problémáját. A fekália átlagos összetételét a 38. táblázat, a tőzeg szárazanyag és N vesztességére gyakorolt hatását a 39. táblázat szemlélteti.

**38. táblázat.** A fekália átlagos sz.a., NPK és hamutartalma, g/fő/nap (Sesztakov 1961)

	Vizelet	Bélsár	Összesen
Szárazanyag	50,0	25,0	75,0
Nitrogén	12,0	2,0	14,0
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,8	1,3	3,1
K <sub>2</sub> O	2,3	0,6	2,9
Hamu	14,0	4,5	18,5

**39. táblázat.** A tőzeg hatása a fekália szárazanyag és N-vesztességére, %

Kezelés megjelölése	Vesztesség, %	
	szárazanyagból	összes N-ből
Fekália + 10 súly-% tőzeg	27	66
Fekália + 25 súly-% tőzeg	22	55
Fekália + 50 súly-% tőzeg	6	13

A tőzeggel elkevert ürülék szagtalan és homogén, a földeken jól elteregethető trágyát ad. Mint a *Belorussz SZSZK Közegészségügyi és Higiéniai Intézetének* vizsgálatai tanúsítják, a fekália tőzeges komposztálásának kezdetétől számított 2,5 hónap múlva teljesen elpusztulnak a gilisztapeték, valamint a tifoid csoportba tartozó és egyéb fertőző mikroorganizmusok.

A tőzeg-fekál komposztok készítésére minden tőzeféleség alkalmas. A kevésbé bomlott moha-tőzeg adszorbeáló képessége azonban jóval nagyobb, tehát több ammóniát és nagyobb mennyiségű folyadékot tud megkötni, mint a síkláp-tőzeg. Kedvező a 40-50% nedvességtartalmú tőzeg: 1 tonna fekáliára kb. 220-260 kg mohatőzeg vagy 600-1000 kg síkláp-tőzeg ajánlott. A komposztot lazán rakott szarvasokban tároljuk, hogy a kazlak belsejének hőmérséklete 60-70 °C-ot érjen el, a fekália fertőtlenítése végbemenjen. A tőzeg-fekál komposztok hatásos trágyák, az összes tőzeg-komposzt féleségek közül a leghatékonyabb terménynövelők. Kísérletekben 18 t/ha tőzefekál majdnem ugyanannyi termést adott, mint 36 t/ha istállótrágya.

*Prjanisnyikov (1934)* kiemeli, hogy az emberi táplálék gazdagabb fehérjékben és ásványi elemekben, mint pl. a legelő állaté. A szénában 1-2%, míg az ember által fogyasztott kenyérben, magvakban 2-3%, a húsban, fehérjében 10-15% N lehet száraz-

anyagban. Az ember általában kevésbé nyersen fogyasztja táplálékát, jobban emészthető, részben már oxidálódott (csökkent  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$  készlettel), tehát hamuanyagban, ásványi elemekben töményebb formában.

A kiválasztás is eltérő. A legelő állatnál a kiválasztás fő szerve a gyomor, a szilárd/folyékony részaránya pl. a lónál 5:1 körüli. Az embernél a vizelet tömege nagy, kiválasztás fő szerve a vese, a szilárd/folyékony részaránya 1:9. A fordított arányosságok a szárazanyagra is igazak (40. táblázat). A fekália jelentős NaCl tartalma miatt kedvezőtlen hatást gyakorolhat az ásványi talajok szerkezetére. Különösen fennáll ez agyagos talajon, ahol a kimosódás gátolt, a talaj elfolyósodhat, levegőtlené válhat. A tőzegetes talajnak viszont javulhat a fizikai állapota, tömörebbé alakul. A vizelet és a széklet átlagos összetételéről a 41. táblázat tájékoztat.

40.táblázat. A felnőtt ember vizeletének és székletének átlagos mennyisége és elemhözama kg/fő/év (Szpravocsnik 1964)

Vizsgált jellemzők	Vizelet	Széklet	Összesen
Átlagos mennyiség	438	48	486
Szárazanyag	23	11	34
Szervesanyag	18	9	27
N	4,40	0,80	5,20
$\text{P}_2\text{O}_5$	0,66	0,60	1,26
$\text{K}_2\text{O}$	0,81	0,27	1,08
CaO	0,08	0,29	0,37

41.táblázat. Az emberi vizelet és a széklet átlagos összetétele, % (Szpravocsnik 1964)

Vizsgált jellemzők	Vizelet	Széklet	Együtt
Víz	95	77	93
Szárazanyag	5	23	7
Szervesanyag	4	19	6
Hamu	1,0	3,4	1,3
N	1,0	1,6	1,1
$\text{P}_2\text{O}_5$	0,15	1,23	0,26
$\text{K}_2\text{O}$	0,18	0,55	0,22

A fekál trágya gyűjtésének, tárolásának nem kedvező módja sem egészségügyileg, sem a tápanyagnyerés szempontjából a pöcegödör. Itt fennáll a talaj (és megfelelő szigetelés hiányában) a talajvíz szennyeződésének a veszélye. Ritkán ürítik, bomlása erős szaghatással, levegőszennyezéssel jár és nagy a N-vesztés. Elvileg jobb a mobil hordozható edények, hordók rendszere, melyek zárhatók és azonnal kiszállíthatók. Nagyobb településeken azonban körülményessé válik a gyakori szállítást és kijuttatást igénylő nagy tömege miatt.

Az elfogadhatóbb kezelés (szaghatás, N megőrzése, szállítás, kijuttatás) céljából ajánlott a fekált rendszeresen tőzepporral kezelni és a komposzthalomba helyezni. A tőzeppor igény nyugat-európai adatok szerint kb. 60 kg/fő/év. A levegőztetett síkláp tőzegeből 160-170 kg/fő/év. Hollandiában is dívott a pudrett készítés. A házakból zárt csőrendszeren egy távolabbi közös cement tárolóba került a fekália, ahol kiszárították. Az így nyert fekál-komposztot kertészetekben, silóra termesztett növények és kender alá 15-30 t/ha, kalászosok alá 10-12 t/ha adagban alkalmazták.

Ha kevés a tőzeg, szecskázott szalma, fűrészpor, bőrhulladék, föld is használható. Városokban a  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$  megkötésére  $\text{FeSO}_4$  10 kg/fő/év mennyisége javasolt. Nyugat-Európában a kiszárított porított fekálpudrett néven kereskedelmi cikk volt maximum 2% N és 4%  $\text{P}_2\text{O}_5$  készlettel. A fekália azonban nehézkesen szárítható, erősen bomlik  $\text{NH}_3$  veszteséggel. A veszteséget esetenként tőzegporral,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  és  $\text{H}_2\text{SO}_4$  hozzáadásával mérsékelték. A N  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , a P  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  formában megőrződik, csak a kevésbé értékes K távozik a szennyvízzel. A pudrett N-je jól felvehető a növények számára.

A mai városokban a fekália a csatornarendszerbe kerül a szennyvíz részeként. Felhígul, öntözhető 0,2-0,3% szárazanyag tartalommal. Korábban közvetlenül az élővizekbe vezették, Párizs a Szajnába, London a Temzébe stb. A növekvő terhelés nyomán a folyók élővilága kipusztult az okozott fertőzés és az  $\text{O}_2$ -hiány miatt. Ma ez a szennyvíz a szűrőmezőkre kerül, részben öntöznek vele, hisz a talaj a legjobb méregtelenítő. Az  $\text{NH}_3$  megkötődik, szervesanyag lebomlik/oxidálódik, fertőzés megszűnik. Ez a biológiai szűrés egyben a növények trágyázását is jelenti. Persze ma már másodlagos az agronómiai cél, lényeg az elhelyezés. Párizsban pl. évente 50.000 m<sup>3</sup>/ha mennyiséget kijuttatnak ami 500 t/ha istállótrágya N-adagjának felelne meg. Ez 15-szörös terhelés, mely messze van a liebigi egyszerű „visszapótlás” kívánalmaitól – jegyzi meg *Prjanisnyikov (1965)*.

**42.táblázat.** Tőzegalapú hígtrágya- és fekálkomposzt hatása a burgonya gumótermésére szabadföldi kísérletekben (*Szpravocsnyik 1964*)

Kezelések	t/ha	%	Kezelések	t/ha	%
Kontroll	120	100	Kontroll	133	100
18 t/ha hígtrágya	161	134	9 t/ha fekálkomposzt	188	142
18 t/ha istállótrágya	175	146	18 t/ha fekálkomposzt	213	160

A tőzegalapú hígtrágya, az istállótrágya valamint a fekálkomposzt hatását szabadföldi kísérletben is vizsgálták, illetve összehasonlították burgonyánál. A 9 t/ha fekálkomposzt termésmenővelő ereje 18 t/ha istállótrágyáéval egyezett meg. Legnagyobb gumóhozamot a 18 t/ha fekálkomposzt leszántásával érték el a 42. táblázat adatai szerint.

Az itt termesztett öntözött gyepek, takarmánynövények óriási termést adhatnak, az állatok fogyasztják, és általában nem jeleznek problémát. A talajokat művelni, időnként mélylazítani, ugarolni kell a szervesanyag lebontását segítő. A talajfelszint beforgatva meg kell szabadítani az iszaptól, hogy levegőzzön. A szűrőmezőkön fűzfatelepités történhet. A városok földhiánya miatt növény nélküli szennyvíztelepek létesülnek újabban. Esetleg a földek cseréjére kerül sor. Berlin melletti terméketlen homokos terület a tartós szennyvízterhelés nyomán értékes és termékeny kerti minőségű földdé vált az idők folyamán. Jó áron eladható volt és új terméketlen szűz területeket vásároltak helyette.

*Prjanisnyikov (1934)* szerint a fekália racionális használatának országos jelentősége lenne. A lakosság száma alapján 800 ezer tonna N-hozammal számolva évente. Sajnos ez a trágyatőke kevésbé hasznosul. Pedig a fertőzések, gilisztás betegségek terjedésében játszott szerepe is visszaszorulna: kisebb vidéki falvakban gyakran nincs megszervezve a fekália gyűjtése, kezelése. Számos helyen szükséges megfelelő illemhelyeket felállítani tőzeges stb. kezeléssel, majd forró erjedést elősegítő komposztálással méreg-

telenítve. A nyers, friss fekália kijuttatását lehetőség szerint kerülni kell. Célszerű a házi szemetet is gyűjteni, komposztálni, és mint gyors hatású hőtermelő anyagot a zöld-ség-hajtásban, melegházakban „bioüzemanyagként” hasznosítani, hiszen kevés a lótrágya. Komposztálás során a nem bomló talajidegen üveg, fém stb. szennyezők eltávolítandók. A szemet égetését kerülni kell, mint környezetszennyező tevékenységet, mely a potenciális táperőt is jórészt megsemmisíti.

##### 5. Szervestrágyák megítélése az angol nyelvű irodalomban

Az Egyesült Államokban két országos állapotfelmérés is készült a trágyázásról. Az első a trágyázás gyakorlatát és hatékonyságát elemezte. Készítésében USA különböző egyetemeiről 13 vezető szakember vett részt. A jelentést a *Szenátus Mezőgazdasági és Erdészeti Bizottságának* részére állították össze (CAST 1975a). Még ebben az évben elkészült egy második jelentés is a Szenátus Mezőgazdasági és Erdészeti Bizottsága részére, mely az „Állati trágyák és szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása” címet viselte. Készítésében 16 vezető szakember vett részt Alabama, Arizona, Kalifornia, Illinois, Kansas, Missouri, Oregon, New York, Texas és Wisconsin államokat képviselve (CAST 1975b). A két jelentés anyagára támaszkodunk alapvetően az USA helyzetének megítélésénél, kevésbé részesítve előnyben az egyedi közléseket.

A talaj termékenysége és a trágyázás c. könyvükben *Tisdale és Nelson (1966)* hangsúlyozza, hogy már az ókori görögök is nagyra becsülték az istállótrágyát. Említik Athén körüli zöldséges kerteket és olajfa ligeteket, melyeket a város szennyvizével öntözték és trágyázták. Ezt a kiépített csatornarendszer tette lehetővé. Utalnak az ókori legendákra: Odüsszeusz hűséges kuttyájára Argoszra, aki a trágyadombját őrizte; Augeasz király híres istállója a 300 ökörral, amit 30 éven át nem takarítottak. Herkules a folyó vizét átvezette rajta és egy nap alatt kitrágyázott. Talán a szomszédos földeket öntözve terítette eképpen szét a trágyát, vagy csak megszabadult a felgyülemlett szeméttől a folyót szennyezve? *Teophratosz (i.e. 372-287)* a trágyaszerek csökkenő értékét is megbecsülte: emberi, sertés, kecske, juh, tehén, ökör, ló. Zöldtrágyaként a görögök inkább a lóbabot, míg a rómaiak a csillagfürtöt szántották alá. Az *Ótestamentum, Mózes könyvei* az állati/emberi hullák, illetve a vér talajtermékenyítő szerepére is utalnak.

A különböző haszonállatok trágyájának átlagos összetételéről a 43. táblázat tájékoztat. Említésre méltó a trágyák nem mezőgazdasági felhasználása. Házépítésnél a szalmás trágyát a vályoghoz keverték kötőanyagként, fátlan vidékeken tüzelőként szolgált, anaerob körülmények között mikrobiális közreműködéssel éghető gázt (metán) termel stb. Az istállótrágya Ca, Mg, S és a főbb mikroelemeinek mért minimum és maximum értékeit a 44. táblázatban mutatjuk be *Benne et al. (1961)* nyomán.

43. táblázat. Haszonállatok trágyájának átlagos összetétele, % (*Benne et al. 1961*)

Trágya megnevezése	Víz	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Baromfi nem almozhatt	51	1,56	0,92	0,42
Baromfi alommal	61	1,69	1,43	0,77
Tehén	79	0,56	0,23	0,60
Hízómarha	80	0,70	0,46	0,54
Sertés	75	0,50	0,32	0,45
Ló	60	0,69	0,23	0,72
Juh	65	1,40	0,48	1,20

**44.táblázat.** Az istállótrágyák átlagos elemtartalma *Benne et al. (1961)* szerint

Elem	%	Elem	mg/kg	Elem	mg/kg
Ca	0,12-3,70	Fe	40-460	Mn	5-90
Mg	0,08-0,29	Zn	15-90	Cu	5-15
S	0,05-0,31	B	10-60	Mo	1-55

Az állati trágyák kihordása a művelt talajokra a világ egy részén évszázados vagy évezredes gyakorlat. Ez a gyakorlat azért alakult ki, mert egyrészt nem tudták másutt elhelyezni a képződő trágyát, másrészt ennek eredményeképpen nőtt a növények termése. Az emberi ürülék (a fekáliát) bizonyos sűrűn lakott régiókban szintén évszázadok óta felhasználják trágyaként és talajjavító szerként. Az emberi ürülék ugyanazon tápelemeket tartalmazza és hasonlóképpen kondicionálja a talajt, mint az állati trágya.

Európában és az Egyesült Államokban uralkodó volt az 1900-as évek közepéig olyan kisgazdaság, ahol takarmányt is termeltek és állatokat tartottak. Hidegebb tájakon az állatokat zárt helyen tartották, istállózták. Tavasszal a trágyát szekerekkel a földekre vitték. A rendszer jól működött, amíg az állatállomány csekély maradt. Az istállóban vagy a karámban felhalmozódó trágya a közeli, főként takarmánytermő táblákra juthatott. Gazdasági okokból azóta az állattenyésztés és a növénytermesztés kettévált. Az állattartás nagy termelési egységeiben a hízó állatok százait vagy ezreit, a tojó tyúkok tízezreit tartják.

Így pl. Kaliforniában (Artesia) kb. 30.000 m<sup>3</sup> szarvasmarha trágya halmozódott egy specializálódott állattenyésztő, tejtermelő gazdaságban. A buldózerrel felépített trágyatömeg fényképe valóságos hegyet mutat. Ez a „*Mount Fertilizer*”, az ismeretes „*Trágyahegy*”. A képződő állati trágya tömegét a környező termőföld már nem képes okszerűen befogadni. A termőföld hiánya, a szállítás és kiszórás költséges volta miatt az állattartó telepek melletti földekre extrém nagy trágyaterhelés jutott, komoly környezeti károkat okozva. A növénytermelő gazdaságok számára relatíve olcsó, egyenletes minőségű, jól kezelhető és szállítható koncentrált kémiai műtrágyákkal szemben az istállótrágya mint trágyaszer versenyképtelen (*Flaig et al. 1977*).

Hasonló a helyzet az ember által termelődő hulladékokkal. Míg az emberek nagy része tanyákon, falvakban vagy kisvárosokban élt, a hulladék elhelyezése nem jelentett gondot. Azóta a hatalmasra duzzadt nagyvárosok hulladékát a kiépülő csatornarendszer fogadja. A fekália ebben csak kis részt képvisel. A háztartások és az ipari üzemek, közlekedés stb. tehát életünk minden szennye ide kerülhet, melyet leúsztat a szennyvíz-csatorna. De hova? Hol helyezhető el a szennyvíz? Pontosabban a visszamaradó szilárd része, az iszap. Hisz a két rész elválik. A szennyvizet szűrést, tisztítást követően visszavezethetjük a befogadókba, vízfolyásokba.

A visszamaradó híg, víztelenített vagy komposztált hulladék-iszap és a komposztált szemét számára talán a leginkább, gazdaságilag és a környezeti szempontból is életképes alternatíva a talajba juttatás. Környezetünkben csak a talajba, vízbe és a levegőbe van lehetőség eltávolítani valamit. A vízbe, sőt a tengerekbe is tilos a hulladék elhelyezése. Gazdasági, energetikai és főként a légszennyezési korlátozások miatt az égetés sem megengedett. Önmagunkat mérgezzük, ha a vizet, levegőt mérgezzük. Mi a helyzet a talajjal?

A lerakás sem megoldás, nem úzhető tovább a jövőben. Trágyaként, talajjavító anyagként azonban bizonyos korlátozásokkal és feltételekkel a szennyvíziszapok is felhasználhatók termőföldön, rekreációs területek, parkok, golfpályák, meddőhányók, lepusztult erdős területek feljavítására. Az állati trágyák és a szennyvíziszapok, hulladék komposztok egy sor tulajdonsága hasonló. A műtrágyákkal szemben nagy tömeget képviselnek kicsi trágyaértékkel, tápelemtartalommal, extrém módon változó összetétellel, esetenként mérgező elemekkel, sókkal terhelten. Bűzös, nehezen kezelhető anyagok. Amennyiben az iszap pl. káros elemekkel/nehézfémekkel szennyezett, a hosszú távú alkalmazás potenciális veszélyeket rejt magában (*CAST 1975a*).

A híg, víztelenített vagy komposztált iszapokat igyekszünk az állati hulladékokkal együtt hasznosítani. Hasznosításukat korlátozza tápelem és toxikus elem készletük, só és víztartalmuk, fertőző és bűzös jellegük. Ebből adódóan mint kereskedelmi termékek nem keresettek. Lássuk a szennyvíziszapokat. Az iszap aerob érlelése, víztelenítése során  $\text{NH}_3$  szabadul fel. Az anaerob rothasztáskor a  $\text{NO}_3$  elvész, denitrifikációval N elemi gázként visszatér a légkörbe. Az iszap trágyaértéke csökken az ásványi N-formák (ammónia és a nitrát) csökkenésével, mert a szerves anyag N-je stabilabb és csak lassan válik a növények számára felvehetővé. Ha az iszap összes N-jének pl. fele ásványi formában van, és nincs érdemi veszteség a talajba juttatással, az első évben a N-készlet akár 60-70%-a is hasznosulhat.

Persze a másik extrém esetben, amikor az összes ásványi forma elvész és az iszap már igen stabil/állandó összetételű, az erősen kötött N-ben szegény szerves anyag mindössze 5-10% N-t fog leadni az első évben. A P és K elemek felvehetőségét a P és K műtrágyákéval azonosnak tekintik általában. Az USA-ban 1974-ben végzett országos becslés szerint (*CAST 1975a*) évente kb. 7 millió t olyan iszap szárazanyag termelődik, mely felhasználható lenne a növénytermesztésben. Folyékony, 2-4% körüli szárazanyaggal képződik a szennyvízcsatornában. A szárazanyag 3% N-t tartalmaz.

Ha az összes iszapot a növénytermesztés alkalmazná, számításba véve, hogy az  $\text{NH}_4\text{-N}$  1/3-a elvész a kezelés során, és a maradék trágya-N 15% hasznosul az 1. évben, úgy 21 ezer t N adódna, mely az USA-ban felhasznált éves műtrágya-N 0,2%-a. A 7 millió t iszap szárazanyag 40 ezer t P-hozamot jelentene évente, átlagosan 2% P-tartalommal. Ez 6,3%-át teszi ki az éves műtrágya-P felhasználásnak. Hasonlóképpen 0,4% K-készlettel számolva 28 ezer t lenne az éves K-hozam. Az elemi NPK hozam  $\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O}$  formába átszámolva  $2\text{-}4\text{-}0,5 = 6,5\%$  összes elemkoncentrációt jelent, míg az alkalmazott műtrágyáké 43,2% volt (*CAST 1975b*).

Most vizsgáljuk meg az állati trágyákat. Az évente termelődő állati trágya kb. fele istállótrágya formájában visszajuthat a termőföldre a becslések szerint, mely 170 millió t/év szárazanyag mennyiséget képviselt az USA-ban 1974-ben. Összetétele függhet az állattól (faja, neme, kora, állapota), takarmánytól, alomtól, gyűjtési és kezelési módjától, kijuttatásától. A trágya N-készlete és felvehetősége függvénye az  $\text{NH}_3$  és  $\text{NO}_3$  veszteségnek, de P és K hasznosulhat teljes körűen, amikor a műtrágya ellenértékét értékeljük. Állati trágyákban 2% N, 0,5% P; 1,5% K átlaggal számolva szárazanyagban és feltéve, hogy a trágya-N 50%-a az 1. évben hasznosulhat, az alábbiakat kapjuk:

A 170 millió t/év szárazanyag 1,7 millió t felvehető N-t, 850 ezer t P-t és 2,6 millió t K-ot takar, mely az évente felhasznált 19-38-61% műtrágyában adott N-P-K elemnek felel meg. Az állati trágyák átlagos  $\text{N+P}_2\text{O}_5\text{+K}_2\text{O}$  koncentrációja  $2\text{+}2,2\text{+}1,8=5\%$  körüli. Persze az átlag nagy különbségeket takarhat. Pl. a tyúktrágyában nagyon kevés az alom, tápelemekben igen gazdag és a N-forma csaknem teljesen hasznosulhat az al-



kalmazás évében. Másik extrém példa a szarvasmarha trágyája, mely az öregedéssel, időszakos nedvesítés és kiszáradással és az esővízzel oly sok N-t veszíthet  $\text{NH}_3$  elillanással és kilúgzással, hogy trágyaértéke töredékére eshet vissza (CAST 1975b).

Az iszapok és állati trágyák terménynövelő hatása főként a fő NPK tápelemek szolgáltatásától függ, mely ezen elemekben szegény talajon demonstrálható a minimum törvény szerint. Ezekben a trágyaszerekben a N nagy része szerves formában van, csak az ásványosodás után hasznosulhat. Mivel lassú folyamatról van szó, az említettek lassúhatású trágyáknak minősülnek. A gyorsnövésű, rövid tenyészidejű kultúrák N-igényét nem vagy nehezen tudják kielégíteni. Ha igen nagy adaggal dolgozunk kielégítendő a növényi N-igényt, másodlagos környezeti problémák jelentkezhetnek.

A növény betakarítását követően is folytatódik a mineralizáció, potenciálisan kimosódásra képes  $\text{NO}_3\text{-N}$ -t hagyva vissza a talajban. Száraz, szikes talajú vidékeken a trágya sóterhelése (takarmányokat sókiegészítőkkel dúsítják) a mag csírázását és a terméskilátásokat gátolhatja. Ha az iszapokat hatékony trágyaszerként kívánnánk hasznosítani, úgy a növények P-forrásának tekintve elsősorban, adagjukat a P-tartalmak alapján kellene meghatároznunk. Mivel N és K szolgáltatásuk mérsékeltebb, a trágyázandó növény NK-szükségletét műtrágya-NK kiegészítéssel oldhatnánk meg.

Más oldalról az iszapok lassúhatású trágyák a szerves formában kötött N miatt, az állati trágyákkal együtt. Ez a sajátosság bizonyos helyzetekben előnyös, pl. a kilúgzással előálló tápelemvesztés ellen hatnak. Okszerű használatukkal javulhatnak a talaj fizikai tulajdonságai, mint a szerkezet, művelhetőség stb. Amennyiben a szennyvíziszap nemkívánatos elemekkel szennyezett, ezek az elemek felhalmozódnak a talajban és a talaj növények természetére alkalmatlanná válhat egy idő múlva. Állati trágyákban a Cu és Zn elemek dúsulhatnak hasonló következményekkel, a takarmányhoz adott Cu és Zn sók miatt.

A szerves anyag és az agyag köti meg a toxikus nehézfémeket, melyek a szerves anyag bomlását követően felvehetővé válhatnak. A szerves és ásványi kolloidokban gazdag talaj nagymennyiségű fémeket köthet meg, terhelést visel el méregtelenítve. A hosszú távú hatások és következmények csak a drága szabadföldi tartamkísérletekben ismerhetők meg. Általában a fiatal leveles zöldségfélék a legérzékenyebbek a szennyezésre és legkönnyebben halmozzák fel a nehézfémeket. A szántóföldi növények között e tekintetben óriási eltérések lehetnek. A talajszennyezés megítélésére talajvizsgálati módszerek szolgálnak. A potenciális veszélyek szakszerű eljárásokkal minimalizálhatók vagy elkerülhetők.

Tudásunk gyorsan bővül a szennyező elemek talajra, növényre, állatra, emberre gyakorolt hatásait illetően. A szennyvíziszapokat viszonylag korlátozott területen és szigorúan ellenőrzött körülmények között alkalmazzák. Száraz, szikes/só termőhelyen potenciális veszély a sóterhelés is. Az iszapok és az állati hulladékok Ca, K, Na, Mg elemek sóiban gazdagok lehetnek. Az oldható sók és a  $\text{NO}_3$  limitálhatja a szerves trágyák alkalmazhatóságát. A talaj megszűri a nehézfémeket, szerves szennyezőket és a patogéneket, de az oldható sók (beleértve a  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) kimosódhatnak a talajvízbe.

Csapadékos vidékeken ez nem okoz problémát, a vízbázis (talajvíz) gyorsan megújul és feltöltődik, felhígul esővízzel. A mai intenzív gazdálkodásban gyakorlatilag elkerülhetetlen a talajvizek bizonyos szennyeződése, különösen a homoktalajokon. Kötött talajon kisebb a kimosódás és inkább kialakulhatnak anaerob viszonyok, ahol a  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_x$  és  $\text{N}_2$  gáz formájában visszatér a légkörbe. A túl trágyázás, illetve a túlöntözés elkerülésével a N-vesztés és a talajvíz szennyeződésének veszélye minimálissá válik. A

be nem dolgozott szerves trágyák felszíni erózióval viszont közvetlenül az élővizekbe kerülhetnek.

A szerves trágyák keletkezésükkor biológiailag aktívak, mikrobiális bomlásuk során gázok képződnek, különösen az anaerob rothadáskor. A nagytömegű trágyák időigényes kijuttatása munkacsúcsok (vetőágykészítés) idején nehézkes. A hígtrágyák alkalmazásakor időre van szükség, míg újra rá lehet menni a talajra. Mindez alapos tervezést, szervezést, technikát igényel. Ehhez járul az engedélyek beszerzése, folyamatos adminisztráció stb, melynek egy kisebb gazdaság nem képes megfelelni. De valójában gazdaságilag is ellenérdekelt lehet.

A városokban és újabban a nagy állattartó telepeken egyaránt a vízőblítéssel módszert alkalmaznak. Az elfolyó szennyvíz vagy hígtrágya 1-5% szárazanyaggal rendelkezik és megfelelő körülmények esetén közvetlenül is a talajba juttatható. A szennyvíziszap előkezelés, szűrés után lehet felszáráz 20-30%, illetve víztelenített 50-70% szárazanyaggal. Manipulálása, kijuttatása ekkor más technikát igényel. Komposztálással szagmentes, jól kezelhető kereskedelmi terméket kaphatunk. A zár térben történő anaerob kezelés lehetővé teszi a trágyák tömegének drasztikus csökkentését és a gázok energetikai hasznosítását is. (A módszert a nagytömegű szennyvíziszap, ill. hígtrágya kezelésére alkalmazza pl. a Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep (*BKSzT*), illetve a sertéshígtrágya kezelésére a koncentrált állattartó telepek.)

Kisebbségi trágyamennyiség és a közeli táblák esetén a szilárd állapotú trágyák kijuttatását a trágyaszórók, a híg állapotú az injektálóval felszerelt tartálykocsik végzik. Nagy, koncentrált hígtrágyaterelés és távolabbi területekre történő transzport esetén speciális öntözőrendszereket alkalmaznak. Az iszapok és az állati trágyák ideálisan alkalmazhatók meddőhányók, elhagyott bányák, ipari területek javítására, újrahasznosítására. Ezek a sérült talajok újra művelésbe vonhatók, erdők vagy ültetvények telepíthetők. Az anaerob rothasztás zárt térben gázt termel hő nyerésre, a visszamaradó iszapot közvetlenül vagy komposztálást követően hasznosítják. A szerves trágyák tehát egyidejűleg lehetnek energiaszolgáltatók és energiatermelők a kezelésük függvényében.

Az iszap vagy állati trágya szárítása több energiát igényelhet, mint a szerves trágya/szerves anyag belső energiája. A tehén ürülék (vízelet+szilárd) 85-90% víztartalommal energiavesztéssé válhat, amikor víztartalma 40% körüli lesz. Persze a napenergiával szárított trágya vagy iszap energiatermelő. A szén biológiai vagy kémiai oxidációjával képződik energia. A zsírok, szénhidrátok, fehérjék táplálék energiát jelentenek az élelét/bontást végző mikrobák számára. A hulladékon élő gombák, mikroorganizmusok elkülönítve és víztelenítve állati takarmánnyá szolgálhatnak.

Az egészségügyi veszélyek főként a kezeletlen nyers szerves hulladékoknál jelentkeznek. A szokásos kezelés az anaerob hőtermelő fázissal a legtöbb patogént elpusztítja. A maradék idővel a talajban elbomlik. Bár a spóráképző baktérium a talajban is életképes maradhat (pl. antrax). A hígtrágyázott takarmánynövényt célszerű silózni vagy szárítani etetés előtt. Európa és Ausztrália egy évszázadon át használta a nyers és a kezelt szennyvíziszapot anélkül, hogy az állatok vagy az ember egészségét komolyan veszélyeztette volna. A „zéró kockázat” dogmáját egyes skandináv országok bevezették. De az emberi, állati hulladékok természeti erőforrások is, melyek a társadalom érdekében hasznosíthatók ökológiai és ökonómiai értelemben egyaránt. Szakszerű ellenőrzött alkalmazásukkal csökkenhet a műtrágyaigény, ezzel a környezetszennyező és energiaigényes műtrágyázás, és csökkenhet a vizek, levegő szennyezése.

A szerves anyag biotermikus bomlásához 50-60% nedvesség kell, különben nem indul be az aerob lebomlás, a komposztálódás. Az aerob mikroorganizmusok a szerves anyagokat elégséges víz és  $O_2$  jelenlétében bontják. A túl nedves hígtrágya aerob bomlásakor azonban a hőmérséklet nem emelkedik érdemben, elmarad a kórokozók erőteljes pusztulása, a fertőtlenítés. Az almos trágya szakszerű érlelésekor a hőemelkedés 3-7 napig tart fertőtlenítő hatással. A talaj szintén fertőtlenít, kiszűri és lebontja a mikrobák 90-95%-át.

*Killorn (1984)* közép-nyugat jó talajain arra a következtetésre jut, hogy az istállótrágya, illetve a hígtrágya tápelemeinek hatékonysága elérheti a kereskedelmi műtrágyák hatékonyságát. Amennyiben a trágyákat szakszerűen kezeljük és azonnal a talajba szántjuk, illetve injektáljuk.

*Pratt (1979)* szerint a szerves trágya alkalmazásának korlátait jelenthetik az alább felsorolt tényezők: patogénok/fertőzésveszély, túltrágyázással okozott termésdepresszió, termésminőség romlása, vízminőség veszélyeztetése felszíni erózió és kilúgzás esetén, valamint a talajminőség romlása tápelemaránytalanság miatt. Tehát az istállótrágya nem csak előnyös hatású. Másrészt az istállótrágya tápanyagokban szegény és változó összetételű, nagy tömeget képez. Csak a közeli táblákra szállítható, mert a szállítás költségei meghaladhatják a trágya értékét. Kijuttatása időigényes, nem hatékony. Kiszórás előtt minden nagyobb tételt elemezni kellene, mert a még ugyanazon istállóból származó trágya is eltérő minőségű.

Ami a patogéneket illeti, az irodalomban 24 féle betegséget azonosítottak, melyek trágyával terjeszthetők. Általában a legelő állat veszélyeztetett a trágyázott fű és talaj lenyelésével. Ezért fontos a talajba forgatás az élelemnövények termesztésénél, illetve pl. a trágyalé, hígtrágya injektálása legelőn. Ha a trágya felszíni erózióval vízbe kerül, a víz is terjesztheti a betegségeket (*CAST 1975b*).

A túltrágyázáskor a mérgező  $NH_3$ , illetve a  $Cl$  lehet ártalmas főleg a csírázó magvakra. Száraz, szikes-sós alföldeken tovább nő a sóterhelés, melyet főként a K és Na sói okoznak. Lényeges a termesztett növények sótűrése, a kilúgzó csapadék mennyisége, a talajtulajdonságok, illetve az esetleges öntözővíz minősége. A trágya sótartalma szintén táj határok között ingadozhat. Kaliforniában terméseszkökenést regisztráltak a sóterhelés nyomán. A trágya sókészletét ritkán határozzuk meg, így a terhelés nem követhető nyomon. Felborul a K Ca+Mg elemekhez való aránya, mely a fűtetaniához hasonló tüneteket indukálhat (*Adriano et al. 1971*). A termés minősége részben ezért, részben a  $NO_3-N$  felhalmozódása miatt romolhat. A 0,2% feletti  $NO_3-N$  a füvekben, takarmányban károsnak minősül.

Összefoglalóan a trágyából származó oldható sók (nitrát, foszfát), szerves anyagok és fertőző ágensek a felszíni vizeket, oldalirányú áramlással a felszínelatti közeget, illetve kilúgzással a talajvizeket érinthetik. Talajerózióknak vagy áradásnak kitett területen nem alkalmazható a trágya vagy szennyvíziszap. Az alkalmazások idejét és módját egyébként is körültekintően kell megválasztani. Ahol a talajok sósak, gyakran az öntözővíz is sós. A trágyával okozott sóterhelés egy pluszt jelent. A talajminőség is romlik, romolhat a szerkezet, túlsúlyba juthat a K+Na ionaránytalanságokat okozva. Meghatározó a trágya N-tartalma. A trágya minősége, alkalmazás ideje és módja, időjárás, termesztett növény stb. függvényében az első évben 20-50%-os érvényesüléssel számolnak. Megfelelő talajon, kedvező viszonyok és azonnali beszántással vagy hígtrágya injektálással az érvényesülés akár 70-100%-os is lehet (*CAST 1975b*).

*Chesnin (1982)* szerint az 1. évben a szennyvíziszap N-jének csak 15%-a táruul fel, 6%-a 2. évben, 4%-a a 3. évben, 2%-a a 4. évben, 1%-a az 5. évben. A komposztálással megnő az ásványosodás sebessége, amikor kontrollált aerob viszonyok között a szerves anyag termofil mikrobiális bomlása történik. Ehhez adalékanyagra van szükség, hogy csökkenjen a víztartalom és porózussá váljon az iszap, biztosítva az oxigén ellátást. A hőtermelés nyomán részleges sterilizálás indul be, patogén és parazita szervezetek, gyommagvak elpusztulnak. Az érett komposzt szagtalan földszerű anyaggá válik. A városok a híg iszapot a gazdák földjeibe injektálják 20-25 cm mélyre. A patogén és parazita szervezetekre, toxikus nehézfémekre figyelemmel a felszíni kijuttatás nem tanácsos.

*Sutton et al. (1983)* megemlíti, hogy még egy évtizeddel ezelőtt az állati trágyát tehernék tekintették a gazdák. Trágyaértéke ritkán fedezte a kezelésének, tárolásának, kiszórásának költségeit. Törekedtek ezért mielőbb túladni rajta a legegyszerűbb és legolcsóbb módon. Mivel a műtrágyaárak az energiakrízis nyomán emelkedtek, felülvizsgálják álláspontjukat.

*Pratt és Laag (1981)* szabadföldi 4 éves tartamkísérletben azt találták, hogy a szerves trágya és a hígtrágya a terheléssel arányosan növelte a homokos vályogtalaj  $\text{NaHCO}_3$ -oldható P-tartalmát. A kaliforniai öntözött talajon az extrém nagy P-terhelés nyomán (0, 21, 40, 179, 158 t/ha szárazanyag) a P kilúgzása elérte a 60-90 cm-es réteget a 4. év végén. Az oldható és a kicserélhető K hasonló mérvű kilúgzást szenvedett (*Pratt 1984*). Az extrém terheléssel az árpa és a szudánifü termése csökkent, részben a sóterhelés miatt.

A vizeletben instabil szerves-N van (a karbamid) mely gyorsan átalakul növények számára felvehető  $\text{NH}_4\text{-N}$  formává. A szilárd ürülék szerves-N formája lassan ásványosodik. Az  $\text{NH}_4\text{-N}$  formája azonban felvehető és illékony. A tejelő tehén takarmányából a N 75, P 60, K 80%-a az állati ürülékbe kerülhet. A trágya összetétele függ a takarmánytól, a hozzáadott víztől, a trágya érlelésének hosszától és módjától. Mivel az elem-tartalom erősen változhat, kívánatos a kémiai analízis. Az irodalomban közölt átlagok félrevezethetnek (*Klausner és Bouldin 1983*).

*Klausner és Bouldin (1983)* kísérleteiben az istállótrágya N-készletéből az 1. évben 40%, 2. évben 12%, 3. évben 5%, 4. évben 2%, az összesen 59% táruult fel New York államban, laza talajon. A hígtrágya esetén az alkalmazás módja perdöntő lehet. Amikor a szerzők fejtrágyaként a kukorica sorközökbe, talajfelszínre adták a hígtrágyát, növelve a N-veszteséget, a szerves-N hatott, 5,7 t/acre többletet nyújtva a kontrollhoz viszonyítva. Amikor injektálták ( $\text{NH}_4\text{-N}$  + szerves-N), 10 t/acre terméstöbbletet kaptak silókukoricával. A hígtrágya K-készlete általában felvehető, míg a P szerves formában lassabban ásványosodik. Talajvizsgálatokkal a trágyázott talaj P és K státusza jól követhető. Természetesen a nagyadagú ősszel leszántott istállótrágyából kilúgzás és/vagy denitrifikáció eredményeképpen N-veszteségek léphetnek fel a tavaszi növény vetéséig. Az őszi/téli kihordást követően eróziós károk sem zárhatók ki teljesen.

*Purves (1985)* szerint a metán felhasználásával 180-200 °C-ra növelhető az iszap hőmérséklete. Így sterilizálódik és víztartalma kb. 50%-ra csökken. A szárított iszap N-jének műtrágya egyenértéke 1/3-a lehet az  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , míg az iszap P-a 1/2-e a szuperfoszfát műtrágyának. A szerző átlagosan 1% N; 0,8%  $\text{P}_2\text{O}_5$  összetétellel számol, így 20 t/ha/év adag alkalmazható, mely 200 kg N és 160 kg  $\text{P}_2\text{O}_5$  összes terhelést jelenthet évente és ha-ént. Az iszap általában Cu, Zn, Ni, Cd, Mo, Pb, Cr és B elemekben gazdagabb, mint a talaj, ezért csak a „B” szennyezettségi küszöbértékig terhelhető.

**45.táblázat.** Főbb állatfajok istállótrágyájának és hígítatlan hígtrágyájának tápelemszolgáltatása az 1. évben Angliában (*MAFF 1983*)

Állatfaj megnevezése	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Együtt
kg/10 t istállótrágya				
Szarvasmarha	15	20	40	75
Sertés	15	40	25	80
Szárnyas	100	110	100	310
kg/m <sup>3</sup> hígtrágya				
Szarvasmarha	2,5*	1,0	4,5	8,0
Sertés	4,0*	2,0	2,7	8,7
Szárnyas	9,1	5,5	5,4	20,0

\*Amennyiben a hígtrágyát injektálják vagy azonnal a talajba keverik

Nagy-Britannia szaktanácsadásában a főbb állatfajok istállótrágyájának és a hígítatlan hígtrágyájának tápelemszolgáltatását az 1. évben a *45. táblázatban* megadott irányszámokkal becsülik. A hígtrágya-N hasznosulását a bevitel módja és ideje döntően befolyásolhatja. A táblázatban közölt N-szolgáltatás arra az ideális esetre vonatkozik, amikor a hígtrágyát injektálják vagy a kijuttatást követően azonnal a talajba szántják.

**46.táblázat.** Szennyvíz iszapok és az istállótrágya összetétele, mg/kg

Elem jele	Iszap (USA) <sup>1</sup>		Iszap (Anglia) <sup>1</sup>		Istállótrágya	
	Átlag	Min/Max	Átlag	Min/Max	USA <sup>1</sup>	Ausztria <sup>2</sup>
Ag	-	-	32	5-150	-	-
As	14	3-30	-	-	4	0,33
B	37	22-90	70	15-1000	24	-
Ba	621	272-1066	1700	150-4000	268	46
Be	8	-	5	1-30	-	0,16
Bi	17	21-56	34	<12-100	-	-
Cd	104	7-444	<200	<60-1500	0,8	0,27
Co	10	4-18	24	2-260	5,9	2,1
Cr	1441	169-14000	980	40-8800	56	6,6
Cu	1346	458-2890	970	200-8000	62	51
F	167	370-739	-	-	-	-
Hg	9	3-18	-	-	0,2	-
Mn	194	32-527	500	150-2500	286	180
Mo	14	1-40	7	2-30	14	3,5
Ni	235	36-562	510	20-5300	29	6,3
Pb	1832	136-7627	820	120-3000	16	4,1
Sb	11	2-44	-	-	0,5	-
Se	3	1-5	-	-	2,4	0,6
Sn	216	111-492	160	40-700	3,8	-
Ti	2331	1080-4580	2000	<1000-4500	-	-
V	41	15-92	75	20-400	43	2,9
W	20	1-100	-	-	-	-
Zn	2132	560-6890	4100	700-49000	71	164

In: <sup>1</sup>Adriano (1986); <sup>2</sup>Sager (2007)

Az USA és Anglia szennyvíziszap, valamint USA istállótrágya mintáinak mikroelem tartalmáról a 46. táblázat adatai tájékoztatnak. Az istállótrágya esetén összehasonlításképpen feltüntettük Sager (2007) Ausztriában végzett analízisének adatait is.

#### 6. Szervestrágyák megítélése a magyar nyelvű irodalomban

Nagyváthy (1821) a gazdálkodás szervezését ecsetelve az alábbiakra utal: „Négy marhás eke, vagy két eke két marhával vontatva, általában 30 holdnál többet nem bír meg. Száz darab szarvas marha, ezer szekér tárgyánál többet nem tsinál. Husz hold föld megtrágyázásához minden hat esztendőben egyszer megterítve legalább, vagy egy esztendőben hat holdat: 1000 szekér trágya kell. Száz darab szarvas marhának nyári legelőül 200 hold legelő és legalább 200 szekér széna feleltetése a' szalmán felül szükséges.”

Az angolok gazdálkodásáról írja: „Ugart nem tartanak. A' fű termesztés jobban meghizlalja a' földet, mint a' trágyázás. A' mezőt úgy osztják fel, hogy a' füvet termő rész, vagy egyenlő, vagy nagyobb is, mint a' magtermő. A' Gabona termesztést, 6-10 esztendő múlva Széna termesztésre változtatják, és megfordítva, mint a' Tisza mellyékiek tselekesznek. Annyi marhát tartanak, hogy annak ganéjjával földjeiket beérjék; és ugyan annyi szénátis természetnek, a' mennyivel ugyan annyi marha beérje. Körülbelöl egy marha után 20 szekér trágyát, és 20 Hóld földhöz 10 marhát számolnak.”

A trágyagazdálkodásról: „Minden Gazda két Trágyatartót, vagy Szarvast tartson az Udvaránn. Az egyikben a' tavalyi ganaj fekszik, a' másikba pedig az ideji hordatik rakásra. Az esztendő trágyát összefoglal meg kell vágni tavasszal is, kapával apróra. A' májjas fekete darabos trágya az agyagos földekben tovább termékenyít: a' homokból, ha eső nem jár, mindent kiéget. A' marha vizellet a' leg jobb trágya. Azért is gödörbe kell folytatni, és bele földet vágni. Így kell az Emberganajjal, és vizellettis bänni. Ez a' trágya neme legtermékenyebb ha össze érik, és fekete földdé válik. A' döglött állatokatis jobb a' trágya domba elásni, mint az Útszára kivetni bűdösségnek. A' halakis ide tartoznak. Az eldöglött méheket a' kertészeknek különösen ajánlom. Ennél jobb trágyát még eddig nem tudok, tsak sok vólna. A' ritka és kényes palánták, és fák különösen erőhöz jönnek általa.”

A II. világháborút követően, részben a háborús jóvátétel és a rossz agrotechnikai háttér, illetve a visszaesett élelmiszertermelés miatt kifejezett az élelmiszerhiány. Vidéken gyermekkoromban a kenyérért is sorban álltunk, amely alig ehetően „szalonnás” volt, lisztje több töreket látott mint búzaszemet. Mivel mindenki csak fél kilót kaphatott, a nagyobb család minden tagjának sorba kellett állnia jegyrendszer híján. Húsboltok üresen tátogtak, legfeljebb legyek jártak bennük. Persze Budapestet és a nagyvárosokat és a kiemelt „szocialista építés” célpontjait jobban ellátták. A pártkáderek ( a munkásosztály képviselői) pedig külön ellátásban részesültek titokban, így pl. import déligyümölcs stb. termékekkel is elhalmozva.

Az uralkodó kommunista diktatúra felismerte, hogy az élelmiszertermelés egyik legfőbb minimum tényezője a trágyatermelés a hazai kizsárolt, tápanyagszegény talajokon. Az istállótrágya helyes kezelésére és alkalmazására felhívó útmutatót az alábbiak vezetnek be: „Jelenleg az állami és szövetkezeti mezőgazdasági nagyüzem legelhanyagoltabb ága az istállótrágya-kezelés és felhasználás. Rákosi és Gerő elvtársak is szükségét

éreztek ezt szóvá tenni. Megállapították, hogy népgazdaságunknak milyen nagy veszteséget okoz, hogy elhanyagoljuk a trágyakezelést. Évente a szántóföldi területnek 20-25 %-át kellene kh-anként 150 q szerves trágyával ellátni. Ezzel szemben 1951-ben pl. mindössze 1.2 millió kh-at, a szántóterületnek mintegy 12 %-át trágyáztuk csak meg szerves trágyával. Államférfiaink figyelmeztetése, de saját belátásunk is arra kell hogy indítson bennünket, hogy a trágyakezelés kérdését a szocialista mezőgazdaság egyik súlyponti kérdésének tekintsük “ (id. Várallyay 1953).

Az emberi ürülék felhasználása kapcsán tett megállapításai: “Nem eléggé becsült, sőt mondhatnám megvetett és emiatt is rosszul értékesülő anyag az emberi ürülék, a fekália. Egy felnőtt ember évi szilárd és híg ürüléke két szekér istállótrágya értékével vetekszik. A kisvárosi, falusi, tanyai lakosság ürülékét az árnyékszékerek vannak hivatva összegyűjteni. Az árnyékszékerek nemcsak közegészségügyi viszonyainkat, hanem egyszersmind alkalmas eszközök az annyira szükséges szerves trágya nyeréséhez is. Ha az árnyékszékbe az odakészített polyvából vagy törekből egy-két maroknyit az ürülék fölé dobunk minden különösebb fáradság nélkül, undort alig keltő bűzmentes fekáltrágyát állíthatunk elő, s az ürülék értékes táplálékanyagait megmentjük a kárba vesztéstől. Ha az árnyékszék ürülékét felszívó anyagokkal kezeljük, a fekáltrágya eltávolítása nem lesz immár undort keltő munka, szívesebben használjuk az árnyékszéket, nem fogjuk elkerülni és inkább félreeső helyeken: kerítések, épületek mellett elvégezni dolgunkat csak azért, hogy elkerüljük a bűzös árnyékszéket és megszabaduljunk az árnyékszék tisztítás műveletétől” ( id. Várallyay 1953).

Id. Várallyay (1953) javaslatokat is megfogalmaz a trágyakezeléssel kapcsolatos munkák anyagi ösztönzésére: Kíváncsú lenne a jobb trágyakezelés érdekében a mezőgazdasági normák keretében az alábbi változásokat eszközölni: Minden 200 db számosállat után alkalmazni kell 1 trágyakezelő mestert, akinek a kötelessége nagytömegű és jó minőségű istállótrágyát előállítani. Bizonyos fix alapfizetésen felül prémieumban részesítendő. Azoknak a dolgozóknak, akik a trágyát a szekerről 1,5 – 2,5 m-ig szórják fel, q-ként 50 % pótdíjat kell juttatni. A csak lapáttal felszórható sertés trágya rakási díja 50 %-kal magasabb legyen, mint a közönséges istállótrágyáé.

Láng (1955) az MTA Agrártudományok Osztálya vitaülésén utal a KP Központi Vezetőségének és a Minisztertanácsnak határozatára, mely szerint „A talaj termékenységének szakadatlan növelése mezőgazdasági termelésünk fejlesztésének és a hozamok fokozásának alapfeltétele.” A határozat előírta, hogy a kenyérgabona vetésterülete 3440 ezer, árpáé 885 ezer, burgonyáé 435 ezer kh legyen. A lucernáé az 1954. évi 750 ezerről 1956-ra 885 ezer kh-ra nőjön, míg a napraforgó és a gyapot vetésterülete csökkenjen. A szerző megállapítja, hogy általában 3-6 kh-ra mindössze 1 számosállat esik, az istállótrágya-termelés helyzete nem megfelelő. Az őszi gabonák területarányait és az állatsűrűség adatait összevetve látható, hogy nagy fölösleges szalmakészletekkel rendelkezünk, melyekből erjesztett szalmatrágyát célszerű készíteni az istállótrágya pótlására. „Ha a fekália tözeges kezelését bevezeti az üzem, személyenként évente kb. 4 q komposztot alapul véve 100 fő után 400 q tözeges fekáliára számíthatunk. Ez 53 t istállótrágya egyenértéknek felel meg” (Láng 1955).

Megemlíthető, hogy Észak-Vietnámban az 1970-es években még trágyabeszolgáltatást is előírtak vidéken. Havonta személyenként 4 kg vizeletet és 2 kg fekáliát kellett a helyi termelőszövetkezetnek leadni. A városi ürüléket komposztálták. A műtrágya drága és elérhetetlen volt a háború után hosszú ideig. Kínában (Ázsiában általában) a vidéki lakosságnak fűtési és világítási energiát szolgáltat a biogáz. Jelentős

szerepet játszik a mezőgazdaság energiaellátásában. De *Pieper (1987)* szerint a közel-múltban egy sváb-alpokbeli gazda (aki aktív biogáz felhasználó is) úgy nyilatkozott: hogy „minden egyes tehene 300 liter fűtőolajat takarít meg trágyájával.”

A II. világháborút követően előtérbe került az energetikai szempont is a szerves trágyák hasznosítása terén. Anaerob baktériumok lebontják a szervesanyagot  $O_2$  jelenléte nélkül, közben gáz keletkezik. A biogáz mintegy 60%-a éghető metán ( $CH_4$ ), 35%-a  $CO_2$ , némi N és S gáz mellett. A mocsárgázzról és lidércfényekről már *Plinius* is beszámolt (kr. u. 23-79). *Van Helmont* 1630-ban 15féle gázt különböztetett meg. Köztük egy éghető, erjedés során fejlődő gázt, mely a belekben is megtalálható. Képletét *Dalton* állította fel 1804-ben. *Davy* 1808-ban szalmás tehéntrágyából állított elő metánt egy lezárt lombikban. *Pasteur* 1884-ben a gáz fűtési és világítási értékeire hívta fel a figyelmet és arra, hogy a bomlás nem pusztán hidrolízist takar. Az alkoholokra és zsírsavakra történő hidrolízis és gázfejlődés mögött baktériumok tevékenysége áll.

*Balláné (1958)* a friss, félig érett és az érett istállótrágya tápanyagai érvényesülését tenyészedény kísérletben vizsgálta átfogóan rozs jelzőnövénnyel 4 hetes tenyészidő alatt. A trágyák csirázást gátló hatását kísérletében nem tapasztalta. Terméscsökkenést a friss és a félig érett trágya akkor produkált, amikor közvetlenül a vetés előtt alkalmazták. A növények P és K felvételét a trágyázás serkentette, míg a N felvételében némi visszaesést okozott a friss és félérett trágya. Az éretlen trágya által kiváltott depresszió a tág C/N arányra volt visszavezethető. A kezdeti pentozánhatás 4 hónap eltelte után, vagy N-műtrágya kiegészítéssel volt megszüntethető.

Irodalmi adatok szerint az első évben az istállótrágya-N 20-40%-a, a P 30-60%-a, K 60-80%-a érvényesülhet. Már az 1900-as évek elején tisztázódott, hogy a friss trágya káros hatása a tág C/N aránnyal magyarázható. A lebontó mikroszervezetek a környezetükből, a növények elől vonják el a nitrogént működésükhöz. A könnyen bomló C-vegyületekben gyors a mikroszervezetek elszaporodása, nagyobb lesz a N-hiány, depresszió. Hasonlóképpen jelentkezik a C/P arány hatása, mely a tág arány esetében P-hiányt indukál a fejlődő növényben. Hatások a növényfajnak és a talajtulajdonságoknak is függvényei. Depressziós hatás gabonaféléknél kifejezettebb, mint a hüvelyeseknél, illetve kötöttebb talajon lassúbb és tartósabb, mint homokon (*Balláné 1958*).

*Sarkadi (1975)* az istállótrágya átlagos NPK tartalmát 20 főbb idegen nyelvű szakirodalmi forrás alapján mutatta be. Az összes N készlete a trágyában 40-55 kg,  $P_2O_5$  20-30 kg,  $K_2O$  45-70 kg között ingadozott 10 t mennyiségre vetítve. A növények számára felvehető/hasznosuló tartalom átlagosan  $25-30-60 = N-P_2O_5-K_2O$  kg/10 t volt. Ezek az adatok jó egyezést mutattak a hazai tartamkísérletek eredményeivel, melyek a martonvásári erdőmaradványos csernozjom talajon folytak és folynak. A vályog talajú termőhely különböző változatai 0-10%  $CaCO_3$  és 2,5-3,55 humusz tartalommal rendelkeznek. A kísérleti terület éghajlati viszonyai a Mezőföldre jellemzőek (*Balláné 1967, 1973; Krámer 1967; Sarkadi és Bánó 1967*).

A hasznosuló/érvényesülő tartalomnál még fontosabb az istállótrágya műtrágya egyenértéke, mert a szaktanácsadásban a trágyaigény becslésénél ezzel kell dolgozni. Tehát az istállótrágya termés illetve tápanyaghozam növelő hatásával egyenértékű műtrágya-hatóanyag mennyisége. „Ezt mai ismereteink szerint szabatosan csak olyan, legalább négytényezős (istállótrágya és az NPK műtrágyaforma) faktoriális kísérlet-sorozat eredményeiből lehetne becsülni, ahol az egyes tényezőket több, de legalább három szinten vizsgáljuk.” (*Sarkadi 1975*)



„Sajnos a faktoriális kísérletek módszerei csak a század közepétől váltak ismertté. Ebben az időszakban azonban az istállótrágya jelentősége a fejlett kísérleti technikával dolgozó országokban kisebb volt már. Ezért ilyen aránylag drága tartamkísérletek beállításáról nincs tudomásom. Az általam ismert közlemények csak rövid ideig tartó, legfeljebb néhány éves faktoriális kísérletsorozatok eredményeiről számolnak be.” E kísérletekben gyakran nem is érvényesült a hatóanyag azonosság elve és sokszor téves következtetéseket vontak le – állapítja meg *Sarkadi (1975)*.

Az Akadémiai Kiadó gondozásában 1967-ben megjelent „Trágyázási Kísérletek 1955-1964” című kötetet *Sarkadi János* szerkesztette, mely átfogóan összefoglalta a hatóanyag azonosság elve alapján beállított hazai istállótrágya-műtrágya kísérletek eredményeit. Az újabb „Trágyázási Kutatások 1960-1990” címet viselő kiadvány 1994-ben jelent meg szintén az Akadémiai Kiadó gondozásában, *Debreczeni Béla és Debreczeni Béláné* szerkesztésében. A szerzők itt már a tartamkísérletek több évtizedes adataira támaszkodhattak. A kísérletek erdőmaradványos csernozjom (*Martonvásár*), Ramann-féle barna erdőtalajon (*Keszthely*) és mátraaljai csernozjom barna erdőtalajon (*Kompolt*) folytak. Sajnos humuszban szegény homoktalajon nem volt beállítva hasonló kísérlet, ahol a szervesanyag termékenységet korlátozó tényező. A szerzők megállapításai abban összecsengenek, hogy az istállótrágya kevésbé hatékonynak mutatkozott a N rosszabb érvényesülése miatt. Míg a P és K a műtrágya P és K-hoz hasonlóan hasznosulhatott, a N csak 40-60%-ban (*Ács 1967, Balláné 1964, 1973; Koltai 1964, Pekáry és Kiskéri 1976, Sarkadi 1994, Berzsenyi és Györffy 1994, Németh 1994, Holló 1994*).

A hazai termő homoktalajaink eltérnek É-Ny Európa homokjaitól. Míg Európa országaiban a homokterületek anyaga főként durva tengeri üledék vagy fiatal jégkori hordalék, Magyarországon a homokot döntően a folyók terítették el, uralkodó szemcsemérete a 0,1-0,3 mm közötti finomabb frakció. Homoktalajaink a lösszel egy időben jöttek létre, ebből adódóan gyakran kisebb-nagyobb löszfrakciót (poros, agyagos részt) is tartalmazhatnak. Mindehhez járul még a vulkáni tevékenység hatása, mely tápelemekben gazdag ásványi anyagot juttatott a vulkáni területek közelében található vagy onnan származó homokokba.

**47.táblázat.** Az őrbottyáni magyar és a münchebergi német homoktalaj mechanikai összetétele *Stefanovits (1966)* nyomán, mm

Mélység cm	Kavics >2	Durva homok 2-0,2	Finom homok 0,2-0,02	Por és iszap 0,02-0,002	Agyag <0,002
Őrbottyán					
0-20	-	-	90	6	4
20-40	-	-	89	8	3
40-70	-	-	89	12	2
70-90	-	-	86	11	3
Müncheberg					
0-20	6	38	46	5	5
20-40	7	44	42	4	3
40-60	6	48	40	2	3
60-80	5	48	40	3	4

Mindhárom homoktájunkra jellemző szelvényben meghatározó a 0,2-0,02 mm finomhomok frakció aránya. Az órbottyáni magyar és a münchebergi német savanyú homoktalaj szelvényének mechanikai összetételét hasonlítja össze a 47. táblázat.

A német és a németalföldi, ill. északnyugat-európai homoktalajok gyakran abban különböznek hazai homoktalajainktól, hogy mérhető kavics és jelentős durva homok frakciót tartalmaznak. E fiatal talajoknak nyershumusz készletük ugyanakkor jelentősebb lehet, bár elsavanyodásuk kifejezettebb, bázisellátottságuk kisebb.

48.táblázat. Az istállótrágya összetételének változása érleléskor, % (Sarkadi 1964)

Jellemzők megnevezése	0	2	4	6	8
	hónapi érlelés után				
Trágya tömege	100	67	58	50	45
Nedvesség	75	75	73	70	68
Szervesanyag	21	19	19	18	17
Hamu	4	6	8	12	15
K <sub>2</sub> O	0,50	0,65	0,70	0,79	0,86
N	0,40	0,45	0,52	0,58	0,65
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,20	0,28	0,32	0,36	0,40
NH <sub>4</sub> -N	0,15	0,10	0,08	0,05	0,02

Mindez magyarázatot ad arra, hogy É-Ny Európa, illetve a korábban bemutatott németországi eredmények szerint miért előnyösebb az istállótrágya alkalmazása, miért haladja meg a szerves trágya + műtrágya kezelések termésszintje a csak műtrágyázott kezeléseket.

*Antal et al. (1966)* szerint az istállótrágya bomlása homoktalajon rendkívül gyors, nem lehet tartós tápanyagforrás. Ha csak 15-20 cm-re forgatjuk le és a nedvesség kedvező, a lebomlás 2-3 hó alatt végbemegy. Szárazságban kiszárad és nem hasznosul. A szalmás trágya homokvédelmet is szolgálja. Kevés állat miatt kevés a trágya, ami van, a szőlő és gyümölcs kapja. Előnyös az Egerszegi-féle réteges homokjavítás, mely 87%-os terméstöbbletet adott. Tavasszal vagy hideg őszön csak jól éretten szántsuk alá, elkerülendő a pentozánhatás.

49.táblázat. Az istállótrágya minősítése Sarkadi (1964) szerint

Jellemzők	Jó	Közepes	Gyenge
C:N aránya	15-20:1	20-25:1	20-30:1
Szervesanyag	18-22	15-18	10-15
K <sub>2</sub> O %	0,60-0,80	0,50-0,60	0,30-0,50
N %	0,50-0,80	0,40-0,50	0,30-0,40
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	>0,25	0,20-0,25	0,15-0,20

A K<sub>2</sub>O 2,4-3,2 %; N 2,0-3,2 %; CaO 2-3 %; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 1-2 % a szárazanyagban

A friss istállótrágya érlelése során veszít tömegéből, nedvességéből, szervesanyagából és gyakorlatilag eltűnik ammónia tartalma. Egyéb elemek viszont feldúsulnak benne *Sarkadi (1964)* vizsgálatai szerint (48. táblázat). A szerző a trágya NPK tartalma, szervesanyag készlete, valamint C/N aránya alapján jó, közepes és gyenge minőségi kategóriákba sorolja az istállótrágyát (49. táblázat). A friss istállótrágya N-vesztesége *Sarkadi (1959)* vizsgálatai szerint 20-80%-kal mérsékelhető 1-2%

szuperfoszfát, vagy 10-15% lignitpor hozzáadásával. Ekkor a szerző szerint nem biológiai N-kötés történik, hanem az adalék anyag savanyító hatásával függ össze az  $\text{NH}_3$  megkötődése.

A hagyományos szalmaalmos istállótrágya NPK szolgáltatását könyvében 3 évre becsüli átlagos talajon. A 3 év alatt a trágya minősége és a talajviszonyok függvényében 23-42 kg N, 19-31 kg  $\text{P}_2\text{O}_5$ , 48-75 kg  $\text{K}_2\text{O}$ , azaz összesen 90-148 kg hatóanyag állhat a növények rendelkezésére minden 10 t trágya leszántásával (50.táblázat).

50. táblázat. A hagyományos istállótrágya átlagos NPK szolgáltatása (Sarkadi 1975)

A leszántást követő	10 t istállótrágya szolgáltat átlagosan kg			
	N	$\text{P}_2\text{O}_5$	$\text{K}_2\text{O}$	Összesen
1.év után	10-20	10-15	23-35	43-70
2. év után	8-12	6-10	15-25	29-47
3. év után	5-10	3-6	10-15	18-31
Összesen	23-42	19-31	48-75	90-148

Lőrincz (Szerk.:1978) szerint a táblákat 3-4 évente istállótrágyázták korábban. Ma a nagyüzemekben a táblák többsége távol fekszik az állattartó telepektől. Egy része a tábláknak nehezen közelíthető meg. A várható terméstmennyiség nem arányos a szállítási költségekkel, illetve technika sincs ahhoz, hogy 30-40 t/ha trágyát fuvarozzanak. Egy 50 vagy 100 ha-os távoli táblára 2000-3000 tonnát. Erre nincs is szükség, mert kizárólag műtrágyákkal is fenntartható vagy növelhető a legtöbb talaj termékenysége.

Az 1960-as évek óta világszerte az istállótrágya helyettesítésével, a műtrágyázással foglalkoznak. A szerves trágyázás, illetve istállótrágyázás kérdése kikerült az érdeklődés homlokteréből. Az USA-ban kiadott és fordításban 1966-ban magyarul is megjelent Tisdale és Nelson „A talaj termékenysége és a trágyázás” c. 492 oldalas könyv az istállótrágyával pl. alig 3 oldalon foglalkozik az agrotechnikai fejezetben.

Istállótrágya erjesztésének (érlelésének) célja, hogy a friss trágya tág C/N aránya szűküljön, szalma elkorhadjon, a trágya porhanyós tömeggé válva egyenletesen teríthető legyen. A raktározását üzemi okok kényszerítik, hisz naponta nem hordható ki és nem szántható le, csak az elővetemény lekerülése után. Érlelés szakaszai: Az oxidációs szakasz 3-5 nap. Hőmérséklet gyorsan eléri az 50-70 °C-ot a lazán összerakott szalmás trágyában. A N-mentes anyagokból  $\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ , a N-tartalmúakból  $\text{NH}_3$  (részben elillan), illetve nitrifikációval  $\text{NO}_3$  keletkezik. Az összeesett levegőtlen trágyában a  $\text{NO}_3$  denitrifikálódhat és  $\text{N}_2$  levegőbe távozik. A 3-5 nap után a friss trágyarétegből újabb rétegek ráhelyezésével kiszorítjuk a levegőt. A redukciós szakaszban csökken a mikrobák tevékenysége  $\text{O}_2$  hiányában. A  $\text{CO}_2 + \text{NH}_3 = (\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ -ot képez. A szakasz mintegy 100 napos, a trágya egyneművé és sötét színűvé válik, C/N aránya 20 körül, víztartalma 75% körüli lesz.

Kovács (1990) szerint a tradicionálisan használt istállótrágya a bélsár, vizelet és az alom keveréke. Bélsár a takarmány meg nem emésztett részeit, az emésztőnedvek maradékait és különböző baktériumokat foglal magában. A vizelet főként a növények számára felvehető növényi sókat tartalmaz, melyek közül legfontosabb a N-tartalmú karbamid:  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ . Az alomanyag gyakran a szalma, vagy egyéb nagy rosttartalmú és nedvszívó anyag, mint a tőzeg stb. A feletetett takarmány szárazanyagának mintegy fele ürül ki az állat testéből bélsár formájában.

**51.táblázat. Szerves trágyaszerek és szennyvíziszapok összetétele (MTA TAKI elemzései 2000-2005 között)**

Mért jellemzők	Mért. egység	Szennyvíziszapok (Gödöllő) (Debrecen)		Istállótrágya átlagosan	Vágóhídi komposzt	Húsliszt (ATEV)
Szárazanyag	%	51	66	20-30	40-50	95-100
Szervesanyag	%	18	20	15-20	30-40	75-80
C/N arány		8	4	10-30	7-20	4-6
Szerves-C	%	10	12	9-12	17-23	40-45
Hamu	%	23	46	5-10	5-15	15-25
Elemntartalom a légszárazanyagban						
N	%	2,84	1,40	2,0-4,0	2,0-4,0	6,0-11,0
K	%	0,36	0,10	2,0-4,0	0,5-3,0	0,4-0,8
Ca	%	4,60	21,50	1,6-4,0	4,0-12,0	4,0-8,0
Al	%	2,03	0,33	0,5-4,0	0,1-3,6	0,0-0,2
P	%	2,42	0,26	0,4-1,6	1,0-5,0	2,0-4,0
Mg	%	0,86	0,30	0,4-1,2	0,2-0,6	0,1-0,3
S	%	0,61	0,64	0,2-0,8	0,3-1,0	0,5-0,9
Na	%	0,06	0,61	0,1-0,5	0,1-0,8	0,4-0,5
Fe	%	2,11	0,88	0,1-0,5	0,1-1,5	0,0-0,2
Mn	mg/kg	421	204	120-400	50-200	15-25
Sr	mg/kg	239	258	40-120	20-200	10-40
Zn	mg/kg	6200	200	20-200	100-500	100-120
Ba	mg/kg	110	200	20-100	35-100	4-16
B	mg/kg	49	48	20-40	1-10	1 alatt
Cu	mg/kg	1900	39	10-100	10-100	10-16
Cr	mg/kg	1800	520	4-22	5-25	3-5
Pb	mg/kg	355	117	4-22	5-20	0-10
Ni	mg/kg	159	8	4-15	2-14	0-2
Sn	mg/kg	96	-	-	0,3-1,4	1,8
As	mg/kg	6	6,6	0,6-3,0	0,2-4,0	0,2-4,0
Co	mg/kg	9	4,4	0,6-2,5	0,1-3,0	0,1-0,3
Mo	mg/kg	7	1,3	0,4-1,0	0,2-1,6	0,1-0,6
Se	mg/kg	8	0,2	0,1-0,8	0,1-5,0	0,0-1,5
Cd	mg/kg	35	0,3	0,1-0,2	0,1-0,6	0,0-0,1
Hg	mg/kg	16	0,4	-	-	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/kg	374	794	100-600	100-2500	1-2
NH <sub>4</sub> -N	mg/kg	113	44	80-300	150-3000	150-180

Szennyvíziszapokban megengedett Zn 2500, Cr és Cu 1000, Pb 750, Ni 200, Se 100, As 75, Co 50, Mo 20, Cd és Hg 10 mg/kg sz.a. az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelete szerint termőföldön történő felhasználásnál.

Az istálló légszennyezettsége a termelést és az egészségi állapotot befolyásolja. A gázok közül elsősorban a CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, CO, CH<sub>4</sub> és a metil-aminok jelentősek. A szerves és szervetlen porok közül az 5µm-nél nagyobb átmérőjűeket a felső légutak kiszűrik. Az ennél kisebbek a tüdőbe, véráramba juthatnak a nagy fajlagos felületükön adszorbeálódott nehézfémekkel és kórokozókkal. Ehhez a szennyezett takarmányok felporozása is hozzájárulhat. Az istállók szellőztetése fontos egészségügyi tényező. Ezzel cseréljük a keletkező nagymennyiségű vízpárát és a hőcsere is megvalósulhat. Az istállóklíma szabályozása pl. 10-15 °C hőmérsékletet és 60-80%-os relatív páratartalom optimumát biztosítja a tehénistállókban.

Az általunk vizsgált szennyvíziszapok, istállótrágyák, vágóhídi hulladék komposztok és a húsliszt összetételéről az *51. táblázat* tájékoztat. Az adatokból látható, hogy az istállótrágya összetétele a takarmányozástól, tartási módtól, állatfajoktól, kitrágyázás idejétől stb. jelentősen eltérhet. Az egyéb vizsgált szerves trágyaszerektől főként abban különbözik, hogy a szárazanyag, szervesanyag és a hamu készlete mérsékeltebb, míg a C/N aránya némileg tágabb.

A nyers istállótrágya érlelés nyomán válik alkalmassá trágyaként való alkalmazásra. A baktériumos bontási szakasznak van egy néhány napig tartó aerob és 3-4 hónapos anaerob szakasza. A nyers trágya 50:1 körüli C/N túlsúlya az éréssel 20:1 körüli csökken. Ez már kedvező állapotot jelent növénytáplálási szempontból. A trágya elemei a talajbani további bomlás során felszabadulnak és felvehetővé válnak. A tág, 200:1 körüli C/N szalma leszántásakor javasolt N-műtrágya kiegészítést, illetve a szalmatrágyázást trágyalé vagy hígtrágya egyidejű bevitelével összekötni a pentozán-hatás elkerülése érdekében (*Láng 1960*).

*52.táblázat. Különböző szerves trágyák összetétele, % (Ábrahám 1980)*

Mért jellemzők	Szarvasmarhatrágya	Juhtrágya <sup>1</sup>	Juhtrágya <sup>2</sup>	Juhtrágya <sup>3</sup>
Nedvesség	62-83	74	68	65
Szárazanyag	17-38	26	32	35
Szervesanyag	13-31	17	22	28
Hamu	7-15	9	10	7
N	0,49-1,15	1,19	0,93	0,87
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,38-1,10	0,61	0,57	0,61
K <sub>2</sub> O	0,70-1,15	1,96	1,10	1,69

Megjegyzés: Juhtrágya 1., 2., 3. éves

*53.táblázat. Szarvasmarha bélsár elem tartalma sz.a.-ban Tölgyesi (1976) vizsgálatai szerint, n=176 (In: Ábrahám 1980)*

Elem	Mértékegység	Minimum	Maximum	Átlag	V %
K	%	0,22	0,94	0,49	65
P	%	0,11	1,20	0,64	28
Ca	%	0,98	3,47	2,39	18
Mg	%	0,39	1,32	0,77	23
Na	%	0,03	1,06	0,08	53
Fe	mg/kg	272	4050	1510	32
Mn	mg/kg	50	480	171	19
Zn	mg/kg	28	223	71	27
Cu	mg/kg	9	60	26	26
Mo	mg/kg	0,02	6,6	1,2	60

A szétterített, de be nem munkált istállótrágya gyorsan kiszáradhat és komoly tápelemvesztés következhet be. Előnyös, ha a szántást hengerezés követi. A trágyázás és vetés között célszerű 2 hónapot hagyni, hogy a leszántott érett istállótrágya megfelelően elbomoljon és jó vetőágy készülhessen. Ideális 3-4 évente 20-30 t/ha kijuttatása. A mélyalmos tartási mód során a vizelet keveredik az alomanyaggal és a bélsárral és így a trágyalé nem megy veszendőbe, illetve nem igényel külön kezelést. Különböző he-

lyekről vett marha és juh trágyájának összetételét közli *Ábrahám (1980) az 52. táblázatban*.

*Tölgyesi (1976)* szerint a bélsárban betöményednek az ásványi elemek a feletetett takarmányhoz viszonyítva. Míg az emésztéssel a takarmány szárazanyaga lebomlik, a tejjel és hússal viszonylag kevés ásványi elem épül az állati testbe. A nagyszámú ( $n=176$ ) szarvasmarha bélsár mintán végzett analízisének eredményeit az *53. táblázat* foglalja össze *Ábrahám (1980)* nyomán.

Az istállótrágya várható mennyiségét a hazai irodalom a nemzetközi források alapján az alábbiak szerint becsüli (*Sarkadi 1964, 1975; Lőrincz Szerk.: 1978*):

- a) Boussingault képlete szerint: (takarmány + alom tömege) : 2
- b) Wolff szerint: (takarmány sz.a. tömege osztva 2-vel + alom sz.a. tömege) x 4
- c) Számosállat állomány tömege vagy élőállat tömege x 25
- d) Gazdasági állatok éves trágyatermelése szerint: hízómarha 10-11 t, tehén 9-10 t, ló 5-5,5 t; növendék 3-4 t, hízósertés 1-1,2 t; sertés 0,6-0,8 t; juh 0,4-0,5 t; liba 11 kg, kacsa 8 kg, tyúk 5 kg.
- e) Az istállózás ideje függvényében az éves trágyatermést az orosz irodalom (*Szpravocsnik 1964*) szerint korrigálják.

A lebomló szalma, kukoricaszár stb. szárazanyagának minden tonnája átlagosan 10 kg  $K_2O$  mennyiséggel gazdagítja talajunkat. Átlagosan egy számosállat után 10 t/év érett istállótrágya várható. Az istállótrágya az egyéb szerves trágyaszerekkel (tarló- és gyökérmaradványok, zöldtrágya, komposztok, stb) humuszképző anyagok. Kolloid tulajdonságai révén javíthatják a talaj szerkezetét. A laza talajt kötöttebbé, a túl kötött hideg talajt lazábbá teszik. Együttal előnyösen változik a talaj víz- és tápanyaggazdálkodása.

*Láng Géza* képlete már a trágya minőségét is figyelembe veszi, aki kidolgozta az istállótrágya-egység fogalmát, ami a 75% víztartalmú, 20 C/N arányú standard trágya. Képlete: (takarmány N-tartalma x hasznosulási tényező + alom N tartalma) x 170. A C-tartalom x 1,7 = szervesanyag mennyisége (*Láng 1960*).

A nyers trágyában a szalma még sárga színű, nem elbomlott, míg az érettnben sötétbarna és könnyen szakítható. A túl sokáig tároltban az alomszalma már fel sem ismerhető. Az egész egynemű, szagtalan földszerű anyaggá alakul. Eközben elsősorban N-készletének nagy részét már elvesztette. A szalmában gazdag gyengén érett trágya leszántásakor nemcsak a N-veszteség lesz nagymérvű, de a magágy ülepedése is akadályozott. Célszerű egybként is a trágya leszántását követően hengerezni, tömöríteni a feltalajt. Nem ajánlott viszont a túl mély szántás, mert az anaerob bomlás során nemkívánatos „humuszformák” képződhetnek a talajban. Ami a trágyaadagot illeti, az É-Ny európai, nagyobb állatsűrűséggel rendelkező országokban, így már a szomszédos Ausztriában is 20-30 t/ha/év trágyázást javasolnak a szaktanácsadásban (*Kádár 1977*).

Amikor a pH nő és a trágya kezd kiszáradni, illetve felmelegszik a talajfelszínen, az  $NH_3$  fele is elillanhat néhány nap alatt. Ezért azonnali leszántást igényel a kijuttatást követően. A szervesen kötött N lassan szabadul fel. Az 1. évben a kevésbé kötött formák, majd a további években az erősebben kötött formák válnak szabadabbá. Az ismételt évenkénti folytonos trágyázás nyomán felhalmozódnak a nem mobilis formák a talajban. Hatásuk összegződik, azaz az istállótrágya műtrágyaegyenértéke idővel nőhet. Ezt a hazai martonvásári 50-60 éves istállótrágya-műtrágya összehasonlító kísérleteinkben is tapasztaltuk (*Kádár és Sarkadi 2010*).

Ábrahám (1980) megállapítja, hogy „A növénytermesztés olcsóbban jutott műtrágyában NPK-hoz, mint istállótrágyában, mivel azt jelentős állami támogatással kapták az üzemek. Ez is egyik oka volt annak, hogy 1975-re sok gazdaságban több évi istállótrágya halmozódott fel. Ami a szerves trágyázott szántók arányát illeti, míg az 1960-as években az állami gazdaságokban 20% volt, az 1970-es évek közepére 13% lett. Az 1950-es években a növénytermesztés szükségletét 30-40 millió tonnára becsülték országosan, de csak 20 millió tonna körül termelődött évente. A hiányt az ipari és kommunális hulladék, komposztok sem fedezték, melyek mennyisége 1 millió t/év körül alakult.

**54.táblázat.** Különböző szervesanyagok lebomlási sebessége a talajban (Gisinger és Schleinitzer nyomán 1954, In: Ábrahám 1980)

Szervesanyagok megnevezése	Az évek alatt lebomlott anyag %-a						
	1	2	3	4	5	6	7
Tőzeg rothenturmi	1	15	25	28	31	33	34
Tőzeg hollandiai	2	7	25	30	32	36	40
Fűrészpor	10	12	40	47	58	68	79
Fenyőgally	25	42	58	67	74	80	83
Lombos fák levele	50	58	62	70	77	80	83
Búza szalma	40	75	83	86	86	87	87
Ló bélsara	40	46	52	60	66	71	76
Tehén bélsara	50	58	65	72	79	80	81
Tehéntrágya	50	58	62	72	75	75	76

Szerző a különböző szervesanyagok lebomlási sebességét a talajban külföldi szerzők adatai alapján az 54. táblázatban, a főbb háziállatok ürülékének átlagos összetételét az 55. táblázatban közli Sarkadi (1964) nyomán.

**55.táblázat.** A főbb háziállatok ürülékének átlagos összetétele, % (Sarkadi 1964)

Ürülék	Nedvesség	Szervesanyag	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Bélsár					
Szarvasmarha	80-85	13-18	0,25-0,60	0,15-0,30	0,10-0,20
Sertés	75-85	13-20	0,55-0,65	0,40-0,60	0,25-0,50
Juh	60-70	25-35	0,55-0,65	0,30-0,35	0,15-0,20
Ló	73-77	20-23	0,45-0,55	0,30-0,35	0,30-0,40
Vizelet					
Szarvasmarha	90-93	3-6	0,6-1,0	0,10-0,15	1,0-1,5
Sertés	94-97	2-3	0,5-0,6	0,05-0,15	0,8-1,0
Juh	87-91	7-8	1,4-1,6	0,10-0,15	1,5-2,0
Ló	89-93	5-7	1,2-1,4	0,01-0,05	1,5-1,8
Összetett ürülék					
Tyúk	60-90	8-25	0,9-4,0	0,5-2,5	0,8-2,3
Liba	77-95	4-13	0,5-0,6	0,1-0,5	0,5-1,0
Kacsa	60-85	10-25	1,0-2,0	0,1-1,5	0,6-2,2
Galamb	50-95	3-30	0,5-5,0	0,1-2,8	0,7-2,6
Házinyúl	70-75	23-28	0,5-1,0	0,4-1,2	1,2-2,7
Kecske	65-70	28-32	0,4-1,2	0,5-2,5	1,2-2,8

Napi ürülék koca: 8+7=15 liter, tehén: 30+16=46 liter bélsár+vizelet=összes ürülék átlagosan

#### *Az istállótrágya, ill. melléktermékek szerepe a tápelemforgalomban*

Az istállótrágya-felhasználás és -termelés az állatállománytól függően 20-25 millió t/év között ingadozott az 1900-1970. közötti időszakban. Az 1970-es évektől kezdődően a szerves trágyázás visszaszorul részben a könnyebben kezelhető műtrágyák nagyobb elterjedése és olcsósága, részben az újabb (alom nélküli) állattartási technológiák bevezetése miatt. Az istállótrágya felhasználása 1970-1990. között 13-15, míg a '90-es években az állatállomány visszaesése miatt már 1/3-ára, mintegy 8 millió t/év mennyiségre zuhant vissza (Kádár et al. 1999).

Mindez azonban azt is jelenti, hogy a megtermett melléktermék egyre nagyobb hányada marad a táblán. Kombájn betakarításnál a kalászosok, kukorica, napraforgó, repce stb. által felvett foszfor 1/3-a, a kálium 2/3-a visszakerülhet a talajba. A N- készlettel nem számolunk, hiszen a tág C/N arányú melléktermékek mikrobiális bomlása inkább N-igényes folyamat. Az állattartás visszaszorulása mérsékli a növénytermesztés tápelemhiányát, mert nem lépnek fel veszteségek a melléktermék szállítása, almozása, az emésztés, a trágya bomlása, kiszórása során. Az állattartás és az istállózás csak a trágyázott szántóra volt előnyös a korábbi időkben, amennyiben a réti széna és a legelő trágyába került tápanyagai a szántóra jutottak. A mezőgazdasági terület egészét tekintve (nem beszélve rétről és legelőről) az állattartás negatív tápelemmérleget indukált.

Amennyiben a szántott területeket vizsgáljuk, megállapítható, hogy talajaink szervesanyag-gazdálkodása nem romlott, hanem lényegesen javult az intenzív műtrágyázásra való áttéréssel. Megháromszorozódott ugyanis a gyökér- és tarlómaradványok mennyisége a növekvő termésekkel. A melléktermékeket nem tüzeljük el, mint a század első felében a fátlan Alföldön és az ország számos más vidékén, így a talajba kerülnek. A legnagyobb tömegű szervesanyag-forrást a leszántott melléktermékek és a gyökér+ tarló maradványok jelentették 5-10 t/ha/év mennyiségben. Az istállótrágya, hígtrágyák, komposztok, szennyvíziszapok tömege együttesen sem érthette el ezt a mennyiséget szárazanyagra vetítve. A szántott illetve művelt területeink teljes szervesanyag-forgalmát mintegy 8-15 t/ha/év mutatóval jellemezhetnénk az elmúlt század 1970-es, 1980-as éveiben.

Az istállótrágya és a növényi maradványok a talajtermékenység megőrzésének fontos tényezői. Jelentőségük nem csökkent az intenzív gazdálkodásban és szerepük alapvető maradt a talaj humusztartalmának fenntartásában ill. pótlásában. A század első felében szinte egyedüli tápelemforrássul is szolgáltak. Az 1970-es, 1980-as években talajaink összes N- és P-forgalmának 1/3-át, a K-forgalom közel felét az évente talajba jutó és lebomló szerves anyagban találjuk. Egyes becslések szerint az 1980-as évek második felében a hígtrágyákkal évente 1-2, tarló- és gyökérmaradványokkal 15-20, istállótrágyával 20-30, melléktermékekkel 30-40, azaz összesen 70-80 kg/ha K<sub>2</sub>O jutott művelt talajainkba (Fekete, 1992).

Az 1990-es években a P- és K-műtrágyázás gyakorlatilag szünetel, így a foszfor több mint 80, a kálium 90-95, míg a nitrogén 40-50 %-át ismét a szervesanyag-források adják. A szervesanyagok ezen túlmenően a talaj fizikai állapotának, szerkezetének fenntartásában, ezen keresztül a víz- és levegőgazdálkodás, erózió- és aszályal szembeni ellenállás, ill. környezetvédelmi szempontból az adszorpciós kapacitás megőrzésében fontosak.



Árendás és Csathó (1994), Csathó és Árendás (1997) összefoglalta a hazai irodalomban közölt 34 szabadföldi tartamkísérlet eredményét, melyet a hatóanyag azonoság elve alapján állítottak be 1955-1975 között Magyarországon. Megállapításaik szerint: „Az erősen kötött agyagtalajokat kivéve az évenkénti műtrágyázás minden esetben kedvezőbb hatású volt, mint a periodikus istállótrágyázás. Az 1 kg hatóanyagra jutó terméstebbletek közötti különbség a talajkötöttség növekedésével csökkent, ami agyagtalajon már az istállótrágya-felhasználás előnyében nyilvánult meg.”

Csathó és Radimsky (2007) az EU országok földművelésének tápelemgazdálkodását elemzik. Felhívják a figyelmet arra, hogy az EU nagy népsűrűségű Benelux országokban termelődő istállótrágya és hígtrágya feleslegek valóságos környezeti fenyegetést jelentenek. Itt extrém nagy az állatsűrűség (250-300 sz.á./100 ha mg terület), többszöröse az újonnan csatlakozott keleti országokénak (20-25 sz.á./100 ha mg terület). Mindkét makrorégióban törekedni kell az optimális 75 sz.á./100 ha mg terület állatsűrűség, mint az élhető vidék feltételrendszerének elérésére. Mindezen túl, a Benelux országokban kiemelkedő a műtrágyahasználat is. Felül kell vizsgálni az EU Nitrát Direktívát és be kell vezetni a Foszfor Direktívát. A szerzők azzal számolnak, hogy a 10 t közepes minőségű almos istállótrágya 60-30-60=N-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O kg hatóanyaggal rendelkezik. A N 50, míg a trágya PK tartalma 100% műtrágyaegyenértékkel bír.

Az emberi és állati hulladék folyamatosan képződő környezetszennyező anyagok, ha nem kerülnek vissza a talajba. A növénytermesztésnek elméletileg azonban nincs szüksége eme szerves anyagokra. A homok-és vízkultúrák, valamint hidropónika igazolja, mesterséges közegben is termeszthetők a növények, hogyha gondoskodunk a növények számára szükséges ásványi elemekről. Természetes környezetben azonban, a talajon való termesztésnél más a helyzet.

A mezőgazdaságban képződő növényi és állati hulladékok, szerves trágyák a talajba jutva elbomlanak és helyreállítják annak funkcióit, termékenységét. Szokásos adagban alkalmazva nem jelentenek környezeti veszélyt, a természetes anyagforgalmat valósítják meg. Koncentrált állattartásnál képződő nagy mennyiségű trágya azonban elhelyezési problémát vet fel. A talaj lebontó és a növények tápanyagfelvevő képességét meghaladó terhelésnél közegészségügyi, környezeti (levegő, talaj, víz, élő szervezetek) károsodással kell számolnunk. Különösen fellép mindez az alom nélküli nagyüzemi állattartásnál, ahol óriási mennyiségű hígtrágya keletkezik.

Az istállótrágya és a hígtrágya bomló szerves anyaga bakteriológiai összetétele miatt járványmentes időszakban sem veszélytelen. A fertőző mikrobák tömege mutatható ki pl. a hígtrágya minden ml-ében. Szagmissziója, vízszennyező hatása, fertőző jellege és nagy tömege miatt nehezen kezelhető hígtrágya elhelyezésére egyetlen lehetőség a talajba juttatás. A kezeletlen istállótrágya elvileg hasonló veszélyforrást jelenthet, de tömege és fizikai állapota miatt szóródása a környezetben kisebb. A kisgazdaságok számának jelentős növekedésével (emberi hanyagság, szakszerűtlenség és a pénzhiány) a trágyák, hígtrágyák növekvő pontszerű veszélyforrásokat jelenthetnek a jövőben.

#### *A juhtrágyaminták vizsgálatának eredményei*

A Bakonszeg és Cserkeszölő juhászatokban gyűjtött különböző korú, tárolású légszáraz szalmás/almos juhtrágya átlagminták összetételéről az 56. táblázat tájékoztat. A trágyák pH(H<sub>2</sub>O) értéke általában 7-8 közötti, lúgos tartományban van. A szervesanyag a friss trágyákban 50-60% körüli, mely az idő múlásával 20-30%-ra

**56.táblázat.** Bakonszegen és Cserkeszőlön gyűjtött különböző korú légszáraz szalmás/almos juhtrágya átlagminták összetétele. MTA TAKI, 2005 (Kádár et al. 2007)

Vizsgált jellemzők	Mértékegység	Bakonszeg			Cserkeszölő		
		1-2 hét	1-2 hónap	0,5-1 év	1-2 hét	1-2 hónap	0,5-1 év
Friss mintában (8)							
víz	%	82	57	59	69	67	57
száraz.	%	18	43	41	31	33	43
légsz.anyag	%	22	51	47	36	38	52
Légszáraz mintában (12)							
Szerves C	%	36,5	33,3	9,00	30,8	32,8	20,6
Szervesa.	%	63,2	57,5	15,5	53,4	56,7	35,6
pH(H <sub>2</sub> O)		7,24	7,09	8,21	7,60	7,47	7,66
N	%	2,89	2,52	0,74	2,50	2,61	1,66
Ca	%	1,62	1,62	10,76	2,00	1,92	2,25
K	%	2,08	1,31	1,61	3,53	3,02	2,18
Al	%	0,30	0,44	1,76	0,47	0,36	1,35
P	%	1,11	0,94	0,25	0,76	0,96	0,58
Mg	%	0,72	0,63	0,63	0,63	0,67	0,68
Fe	%	0,04	0,06	1,28	0,11	0,06	1,03
S	%	0,45	0,35	0,29	0,51	0,51	0,44
Na	%	0,34	0,14	0,30	0,34	0,31	0,32
Mn	mg/kg	497	455	348	311	330	411
Zn	mg/kg	121	111	68	92	140	82
Sr	mg/kg	79	77	100	103	99	153
Ba	mg/kg	69	69	90	50	47	97
B	mg/kg	21	19	22	39	31	58
Cu	mg/kg	42	30	14	25	35	21
Pb	mg/kg	6,1	3,8	8,3	3,7	2,9	7,5
Cr	mg/kg	3,6	5,1	22,6	6,8	4,7	20,3
Ni	mg/kg	9,2	7,7	16,0	7,0	6,5	13,9
As	mg/kg	1,58	1,62	6,46	2,30	1,81	5,99
Co	mg/kg	1,15	1,51	5,77	1,99	1,57	5,21
Mo	mg/kg	1,05	1,03	0,17	5,29	5,26	2,35
Sn	mg/kg	0,36	<0,25	0,90	<0,25	<0,25	0,65
Cd	mg/kg	0,59	0,42	0,19	0,25	0,32	0,23
NH <sub>4</sub> -N	mg/kg	212	384	195	292	364	465
NO <sub>3</sub> -N	mg/kg	76	78	175	88	80	624

Cserkeszölő: 1-2 hetes (fedett hodály), 1-2 hónapos (fedett hodály), 0,5-1,0 éves (nyitott trágyakazal). Bakonszeg: 1-2 hetes (legelő), 1-2 hónapos (legelő), 0,5-1,0 éves (nyitott trágyakazal)

mérséklődik, elbomlik. Jelentős eközben a N-veszteség, mely a 2,5-2,9%-ról akár az 1,0% alá csökkenhet. Általában csökkenő tendenciát jelez még a korrallal a K, P, S és a Mo, mely elemek részben kilúgzással vagy elillanással távozhatnak.

Egyértelműen halmozódik a „földes” elemek (Ca, Al, Fe, Sr, Ba), ill. néhány környezetszennyezőnek tartott mikroelem/nehézfém mennyisége (Pb, Cr, Ni, As, Co, Sn) az előregedő trágyában. A friss vagy 1-2 hónapos trágyákat még az NH<sub>4</sub>-N forma túlsúlya jellemzi, míg a 0,5-1 éves korban az NH<sub>4</sub>-N és NO<sub>3</sub>-N formák egyensúlyba kerülnek, esetleg a nitrifikáció előrehaladtával a NO<sub>3</sub>-N forma kerül előtérbe az érett istállótrágyáknál megfigyeltékhez hasonlóan.

A juhtrágya mikroelem tartalma többé-kevésbé megfelel a hasonló korú átlagos szarvasmarha istállótrágya összetételének. Saját elemzéseink szerint az érett istállótrágyában a N és K 2,0-4,0%; Ca 1,6-4,0%; Al 0,5-4%; P 0,4-1,6%; Mg 0,4-1,2; S 0,2-0,8; Na 0,1-0,5; Fe 0,1-0,5% között ingadozott a szárazanyagban. A mikroelemek szórása ugyanitt az alábbiak adódott: Mn 120-400, Sr 40-120, Zn 20-200, Ba 20-100, B 20-40, Cu 10-100, Cr és Pb 4-22, Ni 4-15, As és Co 0,6-3,0; Mo 0,4-1,0; Se 0,1-0,8; Cd 0,1-0,2 mg/kg.

A  $\text{NO}_3\text{-N}$  100-600, az  $\text{NH}_4\text{-N}$  80-300 mg/kg határok között változott. A vizsgált gazdaságokban gyűjtött juhtrágya összevetve az érett istállótrágyával tehát esetenként emelkedett As, Co, Mo és Cd készletet jelzett, míg a Se minden esetben a 0,6 mg/kg kimutathatósági határ alatt maradt. Az As, Sn és Co mindkét termőhelyen/telephelyen a 0,5-1 éves nyitott trágyakazalban nőtt meg, míg a Mo a Cserkeszőlőn gyűjtött trágyában. További vizsgálatok szükségesek az okok felderítésére, ill. a mintavételi hiba kiszűrésére és becslésére (56. táblázat).

### Hígtrágya

Hígtrágya a bélsár, a vizelet és a technológiai víz keveréke. Becslések szerint, míg az 1970-es években 15-20, az 1980-as években hazánkban 40-50 millió  $\text{m}^3$  hígtrágya keletkezett, melynek kb. 1/3-át kezelték, tisztították és használták fel szakszerűen. Az élelmiszeripari szennyvizek nagy hányada szintén kezelés nélkül került a környezetbe. Külön problémát jelentenek a vágóhídi hulladék és szennyvizek. A szennyvizek, hígtrágyák gyakran pl. szalmonellával fertőzöttek. Fertőzés a talajban a vízzel mozogva akár 500 m utat is megtehet. „Az elmúlt 10 évben több olyan fertőzött víz okozta járványt regisztráltak iskolás gyermekek között, de felnőtt lakosság körében is, amelyekről bebizonyosodott, hogy a szalmonellák a közelben levő állattartó telep hígtrágyájából származtak” – állapította meg Kovács (2000).

A hagyományos istállózás és a bőséges almozás mellett az almos trágya kezelése, tárolása, felhasználása nem okozott különösebb gondot és kisebb veszélyt jelentett a fertőzőbetegségek szempontjából is. Ugyanis naponta összegyűjtötték, kazlakba, szarvasba rakták, vagyis „kitrágyáztak.” A trágyaszarvasban 60-80 °C-ot elérő önmelegedés következett be elpusztítva szinte valamennyi fertőzés kórokozóját. A trágyalével a szarvast öntözték, kevés képződött és a tárolás alatt annyira alkalikussá vált, hogy a kórokozók nagy része itt is elpusztult. A koncentráltan nagy mennyiségben megjelenő hígtrágya felmelegedése elmarad, kórokozói sokáig nem pusztulnak el.

A hígtrágyatermelést Kovács (1990) az alábbiakban becsüli. A szarvasmarha testtömege 7, a sertés 5%-ának megfelelő bélsarat ürít átlagosan. Az 500 kg tömegű szarvasmarha tehát 30-35 kg fekáliát + 15-20 kg vizeletet naponta. A 45-55 kg ürítést 10-30 kg/nap víz öblíti, így 55-85 kg/nap hígtrágya keletkezhet. A 100 kg tömegű sertésnél  $5+5=10$  kg fekália+vizeletet 5 kg/nap víz öblítheti 10-15 kg/nap hígtrágyát előállítva. A hígtrágya esőztető öntözésekor 200-400 m-es körzetben nőhet a levegőben a kórokozók csíraszám. Fő gondot azonban a bűzemisszió okozza. A trágyákból 150 féle bűzös vegyületet mutattak ki, mely a levegőt több km távolságra szennyezheti. „A bűzös anyagok koncentrációját már az istállóban csökkenteni kell, hiszen közülük nem egy (pl. kénhidrogén) akut mérgezést is okozhat. Az istálló munkahelyként is szolgál, ezért a MAK-értékek megtartásáról gondoskodni szükséges.

A hígtrágyát egy hétig tárolni kell esetleges fertőző állatbetegségek kontrollja miatt. A legelőre való kijuttatás előtt a tárolási idő minimum 60 nap. Ezt követően 30 nap

várakozási idő a legeltetésig. Célszerű idősebb, kevésbé fogékony állatokat kihajtani. Kórokozók a talajban akár fél évig is életben maradhatnak. Az esőztető öntözésnél mikroba aeroszol képződik, ezért a hígtrágya ilyenén hasznosítási módját célszerű mellőzni még szélcsendes időben is. Leginkább kívánatos az azonnali talajba injektálás, mely a levegő és vizek védelmét és a tápanyagok megőrzését is szolgálja.

A WHO szakértői bizottsága több mint 150, állatról emberre terjedő fertőző és parazitás betegséget (zoonózis) sorolt fel 1982-ben. Ezek között egyaránt szerepel a *gümőkór*, *lépfene*, *sértésorbánc*, *salmonellosis* stb. baktérium okozta, vagy a himlő és influenza vírus által kiváltott, valamint a bőrgyulladást okozó *gombás betegségek*. A beteg állatállomány, a hígtrágya fertőződhet a különféle járványos állatbetegségek kórokozójával ezért fertőtleníteni kell. A kémiai kezelés során mésszel, alumínium szulfáttal, vaskloriddal, formalinnal stb. javítják a hígtrágya higiéniai állapotát.

A *Pharmatéka Bt.* olyan új, a sertés dizentéria ellenes készítményt fejlesztett ki, mely a sertések takarmányába keverve alkalmas a hasmenés okozta betegség megelőzésére és kezelésére. Használatával a ZnO dizentéria ellenes adagolása feleslegessé válik. Javult ezzel az új *Diarr-Stop S plusz* készítménnyel a fajlagos takarmányfelhasználás és a napi súlygyarapodás. A készítmény Na<sub>2</sub>EDTA hatóanyagot tartalmaz 24%-ban. Javasolt adag 1 kg/t takarmány szárazanyag, 1 kg testtömeg gyarapodáshoz 3-4 kg takarmány szükséges. 4 hónapos tárolás után a friss hígtrágyában 1,84 mg/kg volt átlagosan az EDTA koncentráció, a pH 7,5.

Egy átlagosnak mondható sertéstelep 800 koca és 10-12 ezer éves hízókibocsátással napi 150 m<sup>3</sup> hígtrágyát termel. A *Fiorács Kft. Mocsai Sertéstelep* hígtrágyatároló medencéjét mintáztuk, illetve analizáltuk. Adatainkat az 57. táblázat közli. Az 1 m mélységből és 20-20 helyről vett mintákat hűtőtáskában az MTA TAKI ICP laborjába szállítottuk. A tárolót 2010 márciusában ürítették utoljára, a mintavétel augusztusban történt. A sok eső miatt a tároló színültig megtelt, extrém módon felhígult. A tároló gyakorlatilag egy mesterséges tó, négyszögletű hatalmas medence a földbe vájva, ami vastag gumiszőnyeggel van szivárgásmentesen bélelve. Mélysége kb. 2 m. A keverő berendezés (hígtrágya hajó) lecsapoláskor működik, a mintavétel idején csak a mintavevő műanyag henger keverte meg az ülepedett tárolót (*Kádár 2010*).

A hígtrágyákkal való túl gyakori, nagy adagokkal végzett szakszerűtlen öntözés eltömíti a talaj pórusait, tönkretelheti szerkezetét, reduktív viszonyokat hozhat létre, a talajvizet elszennyezheti és a talajt elmocsarasítja. A közeli talajvíz gyorsan szennyeződik bomló szerves anyaggal, N-vegyületekkel, nitráttal, és a sóterhelés ugrásszerűen megnőhet. Biztosítani kell tehát a szennyvízként kezelt hígtrágya talajbani elhelyezéseinek szigorú talajtani, öntözéstechnikai feltételeit. Hígtrágyába kerülhetnek nehézfémek (Cu, Zn), mint takarmányadalékok, valamint az istálló fertőtlenítésére használt szerek jelentős része. Fontos a hígtrágya rendszeres elemzése, összetételének ismerete. Enélkül nem tervezhető meg a biztonságos öntözés. Meg kell említeni, hogy környezetvédelmi szempontból a szerves trágyák és a trágyalé nagyobb és ellenőrizhetetlenebb szennyező gócok lehetnek, mint a jobban kézben tartható, ellenőrizhető és irányítható műtrágyázás.

**57.táblázat.** Hígtrágya analízisének eredményei, MTA TAKI 2010.08. Sertéstelep, Moca, hígtrágya tárolómedence, n=8 (Kádár 2010)

Mért/vizsgált jellemzők	Mértékegység	Hígtrágya tároló	Mért/vizsgált jellemzők	Mértékegység	Hígtrágya tároló
Összes só	mg/l	3060	Al	µg/l	4000
Szervetlen só	mg/l	2080	Cu	µg/l	4000
C-szerves	mg/l	2213	Mn	µg/l	3400
Összes-N	mg/l	1167	B	µg/l	788
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	848	Sr	µg/l	756
K	mg/l	774	Ni	µg/l	221
Ca	mg/l	289	Ba	µg/l	208
Na	mg/l	202	Mo	µg/l	52
P	mg/l	178	Co	µg/l	40
Mg	mg/l	135	Cr	µg/l	30
S	mg/l	70	As	µg/l	30
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	45			
Zn	mg/l	36			
Fe	mg/l	16			

pH= 7,8. A Hg, Pb, Se 4-5 µg/l méréshatár alatt. A szárazanyag tartalom 1% körül (esővízzel felhígult sószegény hígtrágya).

Az Országos Állattenyésztési Felügyelőség (OÁF) 1975. évi adatai szerint a 400 szakosított szarvasmarhatelep közül alomnélküli volt 16, míg a 281 szakosított sertéstelepen 200 vízöblítéses és kombinált trágyaeltávolítást alkalmazott. Az alomként használt szalma tömegének 2-3-szorosát képes felszívni trágyalében, hígtrágyában, azonban a légszáraz szalma nedvszívó képessége felaprózva megkétszereződhet. A kukoricaszár aprítás nélkül alomnak nem használható. A lomblevelű fák avarja a szalmához hasonló nedvszívó képességű, míg a fűrészpor vagy az alomtőzeg még ezt is meghaladja. A MÉK NAK által az *Agárdi Mezőgazdasági Kombinátban* végzett analízisek eredményeit az 58. táblázat foglalja össze.

Nyugat-Európa hegyvidékei területein a legelőkön folyik az állattenyésztés. Gabonafélék nélkül, szalma hiányában nem alakulhatott ki almos istállótrágya gazdálkodás. Az istálló a legelő mellett van, hígtrágyát a legelőre öntözik évszázadok óta. „Korunk egyik jelentős ellentmondása az, hogy a mezőgazdaság, melynek termelése legközvetlenebbül kapcsolódik a természethez, a természeti elemek (talaj, víz, levegő) egyik legjelentősebb szennyezőjévé vált.” Faktorai: okatlan földhasználat talajpusztulással, szakszerűtlen műtrágyázás és növényvédelem, nagyüzemi állattartás hulladékai, hígtrágyája. A két alapvető ágazat szétvált. A növénytermesztés nem akarja fogadni az állati trágyát, az állattenyésztés pedig a növénytermesztési és élelmiszeripari melléktermékeket (kukoricaszár, szalma, cukorrépafej, fölözött tej, savó stb.). Az anyag és energia forgalma nem zárul, így mindkét oldal környezetterhelő „szemetet” termel iparszerűen, egy üzemben belül is (Sántha 1991).

**58.táblázat.** Sertés és tehén hígtrágya összetétele, mg/l. *Agárdi Mezőgazdasági Kombi-nát, 1977. Analízis: MÉM NAK, Ocskó Zoltán (Ábrahám 1980)*

Vizsgált jellemzők	Sertéshígtrágya Pálmajor	Tehénhígtrágya Elzamajor	Sertéshígtrágya Mocsa (2010)
pH	6,9-7,1	6,2-6,8	7,6-7,8
Száranyag	8020-29120	4280-31260	10000
Szerves anyag	5720-22880	3060-24140	2213
Ásványi anyag	2300-6240	1220-7120	-
Összes N	886-1620	372-2000	1167
Összes P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	230-1140	250-630	408
Összes K <sub>2</sub> O	230-1098	228-1080	929
K	192-562	190-900	774
Na	96-295	68-270	202
Ca	116-380	126-230	289
Mg	69-236	132-223	135
Fe	0,1-0,4	0,1-0,9	16
Mn	0,0-0,0	0,0-0,0	4
NH <sub>4</sub>	450-1013	148-447	848
Cl	20-709	9-780	-
SO <sub>4</sub>	170-302	40-332	70
SiO <sub>2</sub>	6-254	4-64	-
NO <sub>3</sub>	2-44	7-208	45

Pálmajor: Összes keménység nK° 32-108; összes lúgosság 56-68 mgeé/l

Elzamajor: Összes keménység nK° 48-71; összes lúgosság 20-50 mgeé/l

Az állattartó telepeken óriási mennyiségű hígtrágya, trágyalé és szennyvíz keletkezik. A vízüblítéses/hidraulikus trágyaeltávolítással a trágya 3-4-szeresére duzzad. Mivel a hígtrágya nehezen tárolható, elszivárog, elfolyik, környezetét veszélyezteti. Víz tartalma 96-99%, nem erjed meg 60-70°C-on, fertőző marad; benne a kórokozók túlélési ideje több hónap, akár egy év is lehet. A telepeken nem mérik a vízfelhasználást, a hígtrágya mennyisége csak becsülhető. A szarvasmarha hígtrágya + trágyalé 7,5 millió, a sertés hígtrágya 26,3 millió, azaz összesen 33,8 millió m<sup>3</sup>/év mennyiséggel számoltak az 1980-as években (*Sántha 1991*).

A nagyüzemi állattartó telepeknél sok ezer m<sup>3</sup> trágyával szennyezett csapadékvíz folyik el évente. Mindez felgyorsította az eutrofizációs folyamatokat, a dúsuló NH<sub>4</sub>-N miatt gyakori volt a halpusztulás. A hígtrágyával túllöntözött talajok gyakran eltömődtek, nehezen művelhetők, előrehaladt a sófelhalmozódás, Zn és Cu-akkumuláció. A hígtrágyától nehéz megszabadulni, mivel elhúzódó végtelen tározással nő a tömege, az elfolyás veszélye, így gyakran túllöntözés történik.

A melléktermékek nem nélkülözhetetlen feltételei a termelésnek, értékük nehezen számszerűsíthető, a szerves trágya ezen a téren tehát nem versenyképes a műtrágyával szemben. A 34 millió m<sup>3</sup> körüli hígtrágya 30-40%-a hasznosulhat, műtrágyaértéke 300 ezer tonnára becsülhető mindössze. Városi szennyvíziszapok, komposztok, egyéb szerves trágyaszerek szinte teljesen kiszorultak a termelésből. Elméleti indoklásul szolgál, hogy a szerves trágya N-hasznosulása csak mintegy 50% körüli a műtrágyához képest. A szerves trágyák olcsón „pótolhatók”, a talaj termékenysége nélkülük is fenntartható. A választás gazdasági, ökonomiai kérdés. A szerves anyaggal kielégítően ellátott talajokon ez igaz. A humuszban szegény talajokon viszont a talaj funkciói, termékenysége

nem állítható helyre a talaj szerves anyagának gyarapodása nélkül. Itt minimum tényező, mint pl. az 1% humusztartalmat el nem érő homoktalajok esetében. A világ legeredményesebbnek tartott holland és dán mezőgazdasága eredendően a világ leggyengébb talajaira (savanyú homokok, polderek) épül belterjes állattenyésztéssel és szerves trágya + műtrágya gazdálkodással.

*Benedek (2012)* szerint napjainkban a hígtrágya kijuttatása történhet öntözőkonzozos technikával vetés előtt az őszi kalászosok alá, vagy pl. a kukorica alá tavasszal kultivátoros injektálással. Öntözhető a fiatal búza állománya, fejtrágyaként a kukorica sorközi kultivátorozással. A *Naki Mg. Zrt.* álláspontja szerint gazdaságos lehet a hígtrágyázás.

#### *A takarmány és a trágyatermelés kapcsolata a nyúl példáján*

Az etetési kísérleteket új-zélandi fehér, 30 db 2,3 kg élősúlyú egyedekkel állítottuk be 1992-ben sárgarépával, majd 1993-ban megismételtük burgonyával. Analizáltuk a gyökér és gumótermést (takarmányt), majd a 20 napos etetési kísérlet végén, a boncolást követően, az állati szerveket, vizeletet és a bélsarat anyagforgalmi vizsgálatok céljából. Az állatok tömege nem változott a kísérlet alatt, az állati szervekbe alig épültek be a takarmányok elemei. A felesleg a vizeletben és a bélsárban dúsult (*Kádár és Fekete 1995*).

**59. táblázat.** A sárgarépa és a burgonya takarmány, valamint a vizelet és a szilárd ürülék elem-tartalma a nyületesetési kísérletekben (*Kádár és Fekete 1995*)

Elem jele	Mértékegység	Sárgarépa 1992	Burgonya 1993	Vizelet 1992	Vizelet 1993	Bélsár 1992
N	%	1,95	1,95	-	-	-
K	%	1,24	2,12	0,69	0,28	1,10
Na	%	0,66	0,005	0,10	0,02	0,61
P	%	0,35	0,32	0,01	<0,01	0,34
Ca	%	0,35	0,05	0,08	0,10	0,35
Mg	%	0,21	0,08	0,05	0,03	0,19
S	%	0,18	0,11	0,02	0,03	0,16
Fe	mg/kg	58	39	1,0	1,0	34
Al	mg/kg	32	14	0,5	0,2	36
Sr	mg/kg	20	3	1,4	1,2	18
Mn	mg/kg	19	3	<0,1	<0,1	24
Zn	mg/kg	18	14	6,0	3,0	27
Ba	mg/kg	17	4	0,2	0,1	14
B	mg/kg	17	5	6,7	2,3	16
Cu	mg/kg	8,0	5,0	<0,1	<0,1	8,5
Se	mg/kg	1,0	3,5	<0,1	<0,1	1,0
Pb	mg/kg	0,5	0,6	<0,1	<0,1	1,0
Ni	mg/kg	0,3	0,4	<0,1	<0,1	1,1
Co	mg/kg	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Mo	mg/kg	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,5

As, Cr, Hg méréshatár alatt. A sárgarépa gyökér és a burgonya gumó egyaránt átlagosan 18% szárazanyagot tartalmazott. Elemtartalmaik sz.a.-ra adottak. A vizelet elemtartalma friss anyagra adott kb. 30% sz.a. tartalommal. A bélsár 50% körüli sz.a. tartalommal, elemzési adatok sz.a.-ra számítva.

A sárgarépa két nagyságrenddel gazdagabb Na-ban, de dúsabb Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Ba, B elemekben is a burgonyához viszonyítva. A sárgarépával etetett nyulak vizelete szintén gazdagabb Na, Al, Ba, B elemekben a burgonyával etetettekéhez képest. A Na akkumulációja a nyúl szerveiben is kifejezettebb volt a sárgarépa etetésnél (59. táblázat). A nyúl vizelete sűrű fehér krétaszerű 20-30% sz.a. tartalommal, különösen, ha a takarmány sok Ca-ot tartalmaz. Vizelettel ürülhet a Ca, Mg, K felesleg jó része, a S 1/3-a. Mivel a szokásos takarmány nedvdús (sárgarépa, burgonya, káposzta, konyhai hulladék stb.), a vizelettel kiválasztott anyagok tömege többszöröse a bélsárban találhatóak. A bélsárbogyók víztartalma 50% körüli. Megemlítjük, hogy a kérődzőknél a fogyasztott tömegtakarmányok miatt a szilárd ürülék mennyisége 2-3-szorosa lehet a vizeletnek, azonban a „szilárd” ürülék csupán 15-25% sz.a. tartalommal bír. A bélsárral tehát több víz távozhat, mint a vizelettel. Az embernél ez fordítva van, 7-10% távozik a bélsárral.

#### *A takarmány és a trágyakibocsátás kapcsolata a csirke példáján*

A 21 napos előnevelt húshibrid kakasokból 20-20 egyedet szelektáltunk. Az etetési kísérlet 68 napig tartott, az állatok átlagos tömege a kísérlet végén átlag 2,6 kg-ot ért el. Az állati testbe nem épült elemek a bélsárba távoztak. A szervezet mikroelem elemigénye csekély a takarmányhoz viszonyítva. A takarmányt és az ivóvizet az állatok ad libitum fogyaszthatták az Állatorvostudományi Egyetem Kísérleti Laboratóriumában. A tyúktáp a szokásos módon tartalmazott vitaminokat és ásványi kiegészítőket, mint NaCl, takarmány mész és fitinmentes felvehető P. Amint a 60. táblázatban látható, a tárgyában átlagosan 2-3-szor több az ásványi elem a feletetett takarmányhoz viszonyítva. A dúsulási faktor extrém értéket ért el a Sr és a Mo elemek esetében, kereken 9-12-szeres dúsulással.

**60.táblázat.** A csirke takarmányának és trágyájának elemtartalma szárazanyagban, valamint az elemek dúsulási faktora a trágyában

Elem jele	Mértékegység	Takarmány	Trágya/Ürülék	Trágya/Takarmány
Ca	%	1,24	2,71	2,2
K	%	0,66	2,04	3,1
P	%	0,74	1,50	2,0
Mg	%	0,19	0,56	2,9
S	%	0,22	0,42	1,9
Na	%	0,12	0,41	3,4
Mn	mg/kg	114	337	3,0
Zn	mg/kg	89	263	3,0
Fe	mg/kg	70	186	2,7
Cu	mg/kg	37	124	3,4
Sr	mg/kg	12	105	8,8
Al	mg/kg	18	50	2,8
Ba	mg/kg	11	36	3,3
B	mg/kg	7	23	3,1
Cr	mg/kg	1,98	5,14	2,6
Ni	mg/kg	1,40	4,86	3,5
Mo	mg/kg	0,12	1,40	11,7
Pb	mg/kg	0,46	1,37	3,0
Co	mg/kg	0,16	1,31	8,2

As, Hg, Cd, Se mérés határ alatt



### *Szennyvizek, szennyvíziszapok*

*Kvassay (1880)* szerint a budai forrásból aquincumi vízvezeték vitte a vizet a városba a rómaiak idején. Romjai fennmaradtak. A középkorban Mátyás király palotája részére a Dunából vízvezeték vezetett a várba. Az 1800-as években vagy a kutak vizét itták, vagy hordóban (számárháton puttonyokban) szállított Duna vizet ittak a lakosok, az úgynevezett „Donau-wasser”-t. Lajtokból a pesti utcákon árulták. A szűrt Duna víz egészségtelen volt. Az ásott kutak vize pedig többnyire fertőzött, különösen a nem mélyre ásottaké.

Pest városának első modern csatornázási tervét 1869-ben *Bazalgette*, a London Közmunkatanácsának főmérnöke készítette el. Ezt többször módosították. Az általános csatornázás kivitelezése 1889-ben indult és a szivattyútelep iszap-iszapfogójával, csónakházával, a Dunába torkoló nyomócsővel és szabad kiömlőjével teljesen elkészült 1894-re. A pesti nagykörúti és a Duna-parti főcsatornát 1896-ra építették ki. A nagykörút alatti főcsatorna átmérője 364 cm. Budán a terepviszonyok miatt közös hálózat nem volt kialakítható, így mintegy 80 csatorna beömlőnyílása épült. A munkák a pesti oldalon 1910-re, a budai oldalon 1914-re fejeződtek be.

A csatornázási feladatokat a szennyvizek (házi, intézményi, ipari) és csapadékvizek összegyűjtése, elvezetése, tisztítása, elhelyezése jelentette. A csatornázás vízjogi engedélyezésekor a várost szennyvíztisztító telep létesítésére kötelezték. A törvénykezés tiltotta a szennyvizek beeresztését a vízfolyásokba tisztítás nélkül. Csaknem minden községben természetek kender. Rendszerint nedves, lapályos, folyó közeli területen. A kenderáztatást mesterséges áztatókban kellett az előírás szerint végezni, elkerülendő a természetes vizek szennyeződését. Ekkor évente 100-140 ezer kh-on természetek kender. A kultúrmérnöki hivatalok készítették el a mesterséges áztatók terveit az áztatók számára és ellenőrizték a kivitelezést, működést. A kender minősége javult az intézkedések nyomán.

*Kvassay (1895)* már 118 évvel ezelőtt a városi szennyvizek hasznosítása kapcsán az alábbi megállapítást tette: „Most már nem a folyók, patakok fertőzését szolgálják. Budapest csatornázása oly feltételekkel lett engedélyezve, hogy tartozik a szennyvizek tisztításáról s gazdasági hasznosításáról gondoskodni. A főváros vidékének sovány és homokos talajára valóságos áldás lesz, ha trágyázásban és nedvesítésben ilyképpen egyaránt fog részesülhetni. Arad városa csatornázását hasonlólag a gazdasági hasznosításra és részben öntözésre alapítja. Győr, Nagyvárád, Miskolcz a végleges csatornázás terveit hasonlólag ily irányban dolgoztatja ki.”

Másutt európai áttekintést ad a folyékony trágyával és a városi csatornavízzel történő öntözés helyzetéről. A vizek trágyaértékét szennyezettségük adja. Persze nem megfelelőek a cseresavas, gipszes, szikes/sós vizek öntözésre. Leccapolás, alagsóvezés előzze meg az öntözést. Vízet tudjunk elvenni és adni. A csurgalékvizeket el kell vezetni, nehogy mocsarat csináljunk az öntözéssel. Példaként említi Milánót, ahol 150 ezer lakás szennyvize egy kis folyó segítségével kb. 1.000 ha rétet öntöz és trágyáz. Télen nem fagy be a folyó és nem fagy el a növényzet. Mivel az öntözött terület feliszapolódik, 4 évente a felszín letermelik és trágyaként árulják.

Párizs szennyvizét a közeli nagy síkságra vizik barázdás öntözéssel. Bakhátakon a vetemények. Ősszel a barázdák trágyáját szétterítik és a területet felszántják. Ilyen módon 1877-ben 350 ha-t öntöztek. Angliában a kötött hideg talajokat alagsóvezik. Tapasztalatok szerint a szántó képes nagyobb mennyiségű szennyvíz eltüntetésére, ahol élénk a művelés és a velejáró oxidáció. Az eljárás nemcsak veszélytelen, de gazdaságos

is, amennyiben elegendő a szántóterület. A szerző beszámol más európai országok, Észak-afrikai államok, India és USA öntözési tapasztalatairól is (*Kvassay 1882*).

A hazai szabályozásban az öntözővíz minősítéséről és mezőgazdasági hasznosításáról a *MÉM (1988) Műszaki irányelvek MI-08-1780-1988* rendelkeznek, melyeknek nem tárgya a szennyvízöntözés. A szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezését a *MÉM (1990) Ágazati Műszaki Irányelv MI-08-1735-1990* szabályozza részletesen. A szennyvíz növényi tápelemeinek hasznosulási %-át az alábbiakban veszi figyelembe:

tenyészidő alatti felhasználásnál	0,80-0,85-0,75 = N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O
tenyészidő utáni felhasználásnál	0,65-0,75-0,60 = N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O

A szabályozás közli a kijuttatás módjától függő védőtávolságokat, az egészségügyi várakozási időket, a szennyvizekre és talajokra vonatkozó szennyezettségi határértékeket, a szűrőmező terhelési értékeit drénezett és nem alagsóvezetett talajokon, a főbb növénycsoportokra, takarmányokra és élelmiszerekre vonatkozó toxikus anyagok/elemek maximálisan megengedhető tartalmát is.

A szennyvízzel történő öntözést kizáró tényezők között szerepelhet a talaj savanyúsága 5,6 pH(H<sub>2</sub>O) alatt; a termőréteg hiánya; az 5% feletti lejtő; a talajvíz sóartalma (1 g/l felett, a Na aránya 40% felett); a talaj extrém lazasága vagy kötöttsége (durva homok 25 körüli, illetve nehéz agyag 60 feletti K<sub>A</sub> értékkel). Hasonlóképpen nem öntözhető szennyvíz 5 alatti vagy 45 mg-e/100 g feletti T-értékű talajon, belvízveszélyes területen, lápon, tőzegen, kotun, váztalajon. Továbbá nem öntözhetők nyersen is fogyasztásra kerülő takarmányok, illetve kertészeti növények.

A terhelési határértékek szennyvízelhelyező telepen, az egész éven át öntözhető nyár- és fűz erdőn/telepítésen az alábbiak lehetnek: homok, homokos vályog talajon 3000-5000 mm, vályog talajon 2200-4500 mm, agyagos vályogon 1500-3000 mm, agyag, kötött talajokon 700-1500 mm/év. A felső terhelési határértékek drénezett talajon. A szűrőmezőket alagsóvezetni szükséges 1,2-1,5 m mélyen, hogy a talajvízszint ne emelkedjen a kritikus 1 m körüli szint fölé. Az öntözött terület rendszeres közegészségügyi és környezetvédelmi ellenőrzése magában foglalja a szennyvíz, a talaj, a növény elemzését, a szükséges mikrobiológiai vizsgálatokat, a munka- és egészségügyi szabályok követését (védőfelszerelés, ruhacsere, zuhanyzók, védőoltások, évenkénti orvosi ellenőrzés). Az ellenőrzési gyakoriság kiemelt az üzemelés 1. évében.

A szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályait az 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelete, majd az azt módosító 40/2008. (II.26.) Korm. rendelet módosította, illetve pontosította. A felszíni vízi környezetbe közvetlenül bevezetett szennyvizek országos területi kibocsátási határértékeiről és a vízminőség-védelmi területi kategóriákról a környezetvédelmi, valamint a közlekedési és vízügyi miniszter 9/2002. (III.22) KöM-KöVim együttes rendelete tájékoztat. Amint a 61. táblázatból látható a Balaton, Velencei és a Fertő tavak vízgyűjtője területén a határértékek szigorúak. Egy nagyságrenddel kevesebb P-tartalmat engedélyeznek, mely elem döntően felelős az élővizek algásodásáért, eutrofizációjáért. Hasonló a helyzet a tavi élőlények számára toxikus szulfidok, fluoridok, fenolok, illetve a Hg, Cd, Ag tekintetében az általános határértékekkel szemben.

**61. táblázat.** A felszíni vizekbe vezetett szennyvizek kibocsátási határértékei és a vízminőség-védelmi kategóriák [9/2002. (III.22.) KöM-KöVim/]

Vizsgált jellemzők	Balaton*	Egyéb	Általános
pH	6,5-8,5	6,5-9	6-9
Szennyező anyagok	Határérték mg/l		
Dikromátos $O_2$ -fogyasztás, $KO_K$	50	75	150
Biokémiai $O_2$ -igény, $BO_5$	15	25	50
Összes N	15	30	50
Összes P	0,7	2	10
Összes lebegőanyag	35	100	200
Összes Fe	10	10	20
Összes Mn	2	2	5
Szulfidok	0,01	0,01	2
Aktív Cl	2	2	2
Szerves oldószer extrakt (olajok)	2	5	10
$NH_4$ -N, ammónia	2	5	10
Coliform szám (i-individuum)	10i/cm <sup>3</sup>	10i/cm <sup>3</sup>	10i/cm <sup>3</sup>
Veszélyes és mérgező anyagok	Határérték mg/l		
Fluoridok	2	2	20
Fenolindex	0,1	0,1	3
Összes As	0,1	0,1	0,5
Összes Ba	0,3	0,3	0,5
Cianid, könnyen felszabaduló	0,1	0,1	0,2
Összes cianid	2	2	10
Összes Ag	0,01	0,01	0,1
Összes Hg	0,001	0,001	0,01
Összes Zn	1	1	5
Összes Cd	0,005	0,005	0,05
Összes Co	1	1	1
Cr(VI)	0,1	0,1	0,5
Összes Cr	0,2	0,2	1
Összes Pb	0,05	0,05	0,2
Összes Sn	0,3	0,3	0,5
Összes Cu	0,5	0,5	2
Összes Ni	0,5	0,5	1

\*Balaton és vízgyűjtője, valamint a Velencei tó és a Fertő tó vízgyűjtője területén egységesen

A szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön való felhasználását egyébként a *Talajvédelmi Hatóság* engedélyezi részletes eljárás során, figyelemmel a *62. táblázatban* megadott határértékekre. A talajvédelmi terv ismeretében kikéri az illetékes közegészségügyi, állategészségügyi, környezetvédelmi és a vízügyi hatóság állásfoglalását. A szennyvíz, iszap és az iszapkomposzt alkalmazása egy adott területen maximum 5 évre engedélyezhető a földhasználó és a földtulajdonos hozzájárulásával. Az iszapot, komposztot felszínre szórva azonnal a talajba kell dolgozni. Tilos a kijuttatás, ha a talaj fagyott, hóval borított, vízzel telített, ha a talajvízszint magas, a talajvíz  $NO_3$ -tartalma az 50 mg/l felett van, vagy ha lakott területtől a minimálisan megkívánt 300 m védőtávolság nem biztosítható. Az iszapkomposzt maximális adagja 10 t/ha/év szárazanyagot nem haladhatja meg. A *Mezőgazdasági Minisztérium* 3 évenként az iszapok felhasználásáról összefoglaló jelentést készít az Európai Unió illetékes szakbizottságának. Néhány élelmiszeripari szennyvíz összetételének értékeit a *63. táblázat* mutatja be.

**62.táblázat.** Szennyvizekben, iszapokban, iszapkomposztokban megengedett maximális koncentrációk és a talajterhelés a 40/2008. (II.26.) Korm. rendelet szerint

Mért jellemző	Szennyvízben mg/l	Szennyvíziszapban mg/kg sz.a.	Izapkomposztban mg/kg sz.a.	Terhelés kg/ha/év
Hg	0,01	10	5	0,1
Cd	0,02	10	5	0,15
Mo	0,02	20	10	0,2
Co	0,05	50	50	0,5
As	0,2	75	25	0,5
Cr(VI)	0,5	1	1	-
B	0,7	-	-	-
Se	-	100	50	1
Ni	1,0	200	100	2
Pb	1,0	750	400	10
Cu	2,0	1000	750	10
ΣCr	2,5	1000	350	10
Ba	4,0	-	-	-
Mn	5,0	-	-	-
Zn	5,0	2500	2000	30
Al	10	-	-	-
Cl	150	-	-	-
Zsírok	200	-	-	-
ΣPAH	1,0	10	5	0,1
ΣPCB	0,1	1	0,5	0,05
ΣTPH	30,0	4000	1000	40

**63.táblázat.** Adatok néhány ipari szennyvíz összetételéhez, mg/l Vermes (1970) nyomán

Szennyvíz megnevezése	Szervesanyag	Hasznos N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Konzervgyári	1000-1200	16-39	1,2-11,9	13-129
Cukorgyári	5000-6000	30-60	3,0-4,0	110-140
Keményítőgyári	2000-3000	43-99	0,1-1,9	16-20
Kendergyári	1600-4370	37-90	6,0-37,5	366-876

*Krisztián et al. (1987)* az üzemekben 40 t/ha iszap adagokat javasolt. Az általuk vizsgált iszap összetétele: 2,4% N; 1,3% P; 0,5% K. Meddőhányón a búza termése 6-8 t/ha ért el. Leszántva nincs kellemetlen szag, fertőzés. A víztelenített iszap javította a meddő fizikai, vízgazdálkodási tulajdonságait. Nőtt a tápanyag és szerves anyag tartalom, az iszap tápanyagai jól hasznosultak.

*Pusztai (1988, 1990)* a nagykanizsai szennyvíziszap injektálásának tapasztalatairól számol be. A szabadföldi üzemi kísérleteket 3 éven át végeztek sekély termőrétegű gyengén humuszos savanyú homoktalajon kukorica jelzőnövényvel. Az iszap jellemzői az alábbiak voltak: pH 7,7-7,8; szárazanyag 2,5-3,1%; izzítási veszteség 1,2-1,6%; Ca 20-32, Mg 8-19, Na 4-23, K 0,4-2,5; N 1-3, P 1,1-1,3 g/kg szárazanyag. Mikroelemek: Zn 609-1038, Mn 341-668, Fe 314, Cu 124-506, Cr 25-117, Ni 22-26, Pb 61-75, Cd 3 mg/kg szárazanyag. A kukorica termését mindhárom évben 36-38%-kal növelte az injektálás. A szerző megállapítja, hogy az esetenként mélylazítással egybekötött 35-40

cm-es injektálás költsége többszöröse lehet az iszap trágyaértékének. A technológia állami támogatás nélkül nem életképes.

#### *A tőzeg összetételéről*

*Kvassay (1880) Mezőgazdasági Vízműtan* című munkájában a korabeli olasz, német, angol és francia forrásokra egyaránt támaszkodik, ismerteti a nemzetközi tudomány és gyakorlat eredményeit. Megemlíti, hogy a síklápok meszes víz hatása alatt jönnek létre tőzeget képezve. A fellápok erdei laposokon, pl. a Kárpátok homokkőin találhatók. Ezek a moha sphagnum lápok nem adnak tőzeget, nem hatottak rájuk a meszes vizek. A tőzeges mocsarak lecsapolása és művelése kapcsán a holland síkláp tőzegkitermelésére utal. Egész kolóniák települnek a tőzegekre, mert egyéb tüzelő híján nagy értéket képvisel. Egy család megélhetéséhez kb. 5 ha, 2 m mély tőzegvagyton kitermelése szükséges.

Kitermelés után a területet elegyengetik, rónázzák. A megnyitáskor leemelt földes fedőréteget visszahelyezik és ráhordott kb. 10 cm-es homokréteggel összekeverik. Ekkor többször és mélyítve szántják, egyidejűleg fekállal, tengeri iszappal trágyázzák. Néha a tőzeget égetik és a hamut keverik trágyaként a talajba. Ilyenkor azonban a lassan feltáráódó nitrogén elvész - jegyzi meg a szerző.

Példaként bemutatjuk az általunk vizsgált tőzeg összetételének mért minimum és maximum értékeit. Tőzeg a Zalaegerszegtől nem messze fekvő *Kisbucsa* község *Korona tőzegbányájából* származott. A jó minőségű fekete tőzegből cukorgyári mésziszap és importált tőzeg hozzáadásával csiperketermesztésre alkalmas takaróföldet állítanak elő zsákos értékesítésre. Táblázatban összevetés céljából a mezőföldi mészlepedékes csernozjom vályogtalaj jellemzőit is feltüntettük. Az általános agrokémiai tulajdonságok alapján megállapítható, hogy a vizsgált tőzeg egy nagyságrenddel gazdagabb szerves anyagban,  $\text{NO}_3\text{-N}$ -ben és „összes-só” %-ban a talajhoz képest. Ammóniumlaktát + ecetsav (AL) oldható P-ban szintén bővelkedik, míg oldható K-készlete mérsékelt. A  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  értéke alapján meszes (64. táblázat).

**64. táblázat.** Fekete síkláp-tőzeg (Korona tőzegbánya Kisbucsa) és a mezőföldi csernozjom vályogtalaj (Nagyhörösök) néhány agrokémiai jellemzőjének min-max. értékei

Vizsgált jellemzők	Mértékegység	Tőzegben	Csernozjom talajban
Szervesanyag	%	28-29	2,6-3,5
Összes N	%	2,0-2,2	0,13-0,18
„Összes só”	%	0,8-0,9	0,01-0,02
Szervetlen só	%	0,5-0,6	-
AL-oldható $\text{P}_2\text{O}_5$	mg/kg	142-161	80-120
AL-oldható $\text{K}_2\text{O}$	mg/kg	22-46	140-200
KCl-oldható $\text{NO}_3\text{-N}$	mg/kg	120-160	5-10
KCl-oldható $\text{NH}_4\text{-N}$	mg/kg	20-26	8-10
$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$	-	7,2-7,3	7,8-8,2

Megvizsgáltuk a királyvíz oldható „összes” és a növények számára „felvehető”  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  oldható frakciót is. Az ICP laborban 24 elemet határoztunk meg. A 65. táblázat eredményei szerint a tőzegben nagyságrenddel több volt az „összes” S, As, Mo, Sn. A Se és a Hg méréshatár alatt maradt. Az oldható vagy „felvehe-

tő”frakciókban szintén egy nagyságrendet elérő vagy meghaladó különbségeket találunk. A meszes vályog csernozjom talajhoz viszonyítva kiugróan dús a tőzeg oldható Mg, Fe, S, As, Na elemekben.

A tőzeg összetétele tükrözi képződésének körülményeit. Jól elbomlott viszonylag, melyre fekete színe és jelentős  $\text{NO}_3\text{-N}$  készlete is utal. A növényi szerves anyagban dússulnak az organofil elemek, mint az As, S, Mo. Ide sorolható a Cu, Ni, Co is, melyek akkumulációját az  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  oldható frakció is jelzi. A lápokon gyakori Cu-hiány oka, hogy a Cu igen erősen kötődik a szervesanyaghoz. Nehezen felvehető a növények számára annak ellenére, hogy az  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  frakcióban megjelenik. A Mo éppen fordítva. Könnyen felszabadul, és a növényben felhalmozódhat. A 10 körüli optimális Cu/Mo arány megfordulhat, 1 körülire szűkülhet.

**65. táblázat.** Fekete síkláp-tőzeg (Korona tőzegbánya Kisbucs) és a mezőföldi csernozjom vályogtalaj (Nagyhőrcsök) mezo- és mikroelem tartalma

Elem jele	Mértékegység	Királyvíz oldható		Elem jele	Mértékegység	$\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$ oldható	
		<sup>1</sup> Min-Max	<sup>2</sup> Nagyhőrcsök			<sup>1</sup> Min-Max	<sup>2</sup> Nagyhőrcsök
Ca	%	3,97-4,87	3,46	Ca	%	2,21-2,61	2,17
Al	%	1,60-1,69	2,54	Mg	%	0,21-0,22	0,04
Fe	%	1,24-1,36	1,97	Fe	%	0,18-0,22	<0,01
S	%	0,93-0,99	0,03	Se	%	0,07-0,11	<0,01
Mg	%	0,47-0,49	1,11				
K	%	0,34-0,39	0,45	Mn	mg/kg	171-230	197
				Na	mg/kg	128-158	28
P	mg/kg	726-754	894	Al	mg/kg	62-80	37
Na	mg/kg	378-428	208	Sr	mg/kg	62-76	29
Mn	mg/kg	261-333	699	P	mg/kg	28-34	70
Sr	mg/kg	158-173	56	K	mg/kg	23-35	132
Ba	mg/kg	118-131	121	Ba	mg/kg	9-11	19
Zn	mg/kg	31-34	60	Zn	mg/kg	7-9	8
As	mg/kg	22-26	3	Cu	mg/kg	6-7	3
Cr	mg/kg	18-21	36	Pb	mg/kg	4-5	5
B	mg/kg	17-18	15				
Ni	mg/kg	15-16	28	Ni	mg/kg	2,9-3,2	1,8
Cu	mg/kg	10-11	17	Co	mg/kg	2,0-2,2	0,8
Pb	mg/kg	10-11	13	As	mg/kg	1,8-2,8	0,1
Co	mg/kg	6-7	10	B	mg/kg	1,8-2,1	1,4
Mo	mg/kg	1,4-1,5	<0,1	Sn	mg/kg	0,04-0,06	<0,01
Sn	mg/kg	1,0-1,4	<0,1	Cr	mg/kg	0,01-0,03	0,08
Cd	mg/kg	0,1-0,2	0,2	Cd	mg/kg	0,01-0,02	0,15

Megjegyzés: <sup>1</sup>Min-Max értékek a tőzegben, <sup>2</sup>Nagyhőrcsök mészeledékes csernozjom vályogtalaj (Mezőföld) elemtartalma

A Fe a redukív viszonyok miatt oldható forró  $\text{Fe}^{++}$  vegyületek formájában dússulhat, illetve vasszulfid, pirít formájában felhalmozódhat. A tőzeget, lápot tápláló vizekből a bomló növényi szervesanyag kivonja, megköti a fémek nagy részét (Ca, Mg, Fe, Cu, Ni, Co), valamint az As, S elemeket, melyek az  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  frakcióban dússulnak. A P-tartalom  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$  formában kötődhet meg kevésbé oldható formában. Megemlítjük, hogy a tőzegvizsgálati eredmények gyakran térfogattömegre adottak,

melytől itt eltekintettünk. Ismert az is, hogy szárítás folyamán változik a szervesanyag minősége, adszorbeáló képessége. A fenti analízisek csak tájékoztató jellegűek.

A hazai lápterületek és tőzegkészletek részben a lecsapolás, illetve a művelésbe vétel vagy kitermelés miatt fogynak, lassan csak relikviumokként maradnak meg természetvédelmi területeken, védett vizes élőhelyeken. Míg 1915-ben 91 ezer ha láp volt Magyarországon 973 millió m<sup>3</sup> tőzegvagyonnal, 1952-ben 36 ezer ha 392 millió m<sup>3</sup>, 1975-ben 26 ezer ha 306 millió m<sup>3</sup> tőzegkészlettel. A hazai lápok két típust képviselnek: mohalápok és eltérő mértékben lecsapolt, illetve telkesített rétlápok. A mohalápok szerepe jelentéktelen, a legnagyobbak területe is mindössze néhány hektár. Ezek szelvényét valójában nem Sphagnum, hanem úgynevezett vegyes mohák alkotják (*Dömsödi 1977, 1979*).

Igaz, hogy a 20-30 éves próbálkozások után a Hanság, Kisbalaton, Nagyberék felszántott tőzeges területeit gyakran visszadják a természetnek, illetve erdősítéssel, vadgazdálkodást folytatnak. A szántóként való hasznosítás nem igazán vált be. Rossz a növények minősége, nehezen tárolhatók a termékek, takarmányok termesztése és a legeltetés mikroelemhiányok miatt nem kifizetődő, gyakoriak a termesztésbe vont növények és a legelő állatok betegségei stb. (*Dömsödi 1979*).

#### *Összefoglalás. Tanulságok*

A sűrűn lakott térségekben hazánkban is nő a társadalmi nyomás a termelői hulladékok mint a szennyvizek, iszapok, komposztált városi szemét, porított salakok, nagy Cu és Zn tartalmú sertés hígtrágya, élelmiszeripari/vágóhídi hulladékok talajbani elhelyezésére. A városi szennyvíziszap szerves anyagban, nitrogénben és foszforban egyaránt gazdag. Logikusnak tűnik tehát visszajuttatni a „természet körforgásába”. Ehhez járul a kereskedelmi műtrágyák drágulása, mely növeli a melléktermékek mint alternatív tápelemforrások iránti kedvet.

Sokan a szervesanyagpótlást misztifikálják a biológiai gazdálkodást előtérbe állítva. A városi hulladékokat, iszapokat „humusz”-nak tekintve, a hamis fényben feltüntetett anyagokat kíváncsúnak minősítik, melyek a műtrágyázás káros hatásait ellensúlyozhatják. A biológusok és a vízügyi szakemberek szintén a talajban szeretnék látni a város hulladékát, minél távolabb a vízbázisoktól. A talaj általában valóban óriási oxidatív kapacitással rendelkezik, lebont és méregtelenít. Ha a fémszennyezés hosszú távú következményeitől eltekintünk.

A csatornázási rendszerek létrejötte előtt a nyers szennyvizeket a város körüli talajokra engedték. Ez a gyakorlat az egészséget veszélyeztette vírusokat, baktériumokat, parazitákat terjesztve. Megfelelő körülmények között a paraziták, a baktériumok spórái stb. hosszú időn át fennmaradhatnak a talajban. A növények, legelő állatok és az ember fertőzőes betegségek áldozatául eshetnek.

A vízőblítéses WC, úgy tűnt, megoldja a higiéniai kérdést. Új problémát okozott azonban, hiszen óriási iható víztömeget szennyez. A modern derítők nyomán szárított iszapok keletkeznek, melyek közvetlenül az egészségre már nem károsak. A tisztított szennyvíz lényegében szerves anyagtól mentes és visszajuthat a közeli vízrendszerbe, a befogadóba. Levegőztetve a gyors oxidáció bontja el a szerves anyagot. Az ásványi elemek/fémek tömege az iszapba kerül, a szennyvízben kevés marad. Az iszap hónapokig tartó anaerob bomláson megy át. Esetleg zárt térben 35 °C-on 3-5 hétig erjed miközben metán és CO<sub>2</sub> képződik.

## 7. A csontliszt mezőgazdasági hasznosításáról

A csont és a fogak az emberi és állati test legkeményebb képződményei. A csont fő tömegét a csontszövet és a szervesetlen sókban dús sejtközi állomány alkotja. Felszínét kötőszövetes réteg, a csonthártya borítja, amely táplálja és újraképezi a csontot. Üregében a csontvelőt találjuk, amely vérképző szerv. Az állati csont hagyományosan fontos ipari nyersanyag, zsírtalanítás után az őrölt csontliszt növényi műtrágya és csonterősítő állati takarmány. Légmentes elszénesítéssel állítják elő a gyógyászatban és derítőanyagként is használt csontszén. A csontból csontzsír és kitűnő minőségű csontenyv készül, valamint csontolaj gépek kenésére. Egyben a legkülönbözőbb használati tárgyak anyagául szolgál. A kőkorszaki ősember már csontfaragással előállított eszközöket használt. A csontfaragás népművészeti ágazat az állattenyésztő népeknél, a gombakészítés viszont napjainkig fontos szakma maradt mindenütt.

A csontszén igen nagy megkötő képességű por alakú zsírtalanított anyag, valójában csak kb. 4 % szenet tartalmaz. Főként finom szerkezetű Ca foszfátból áll, adszorbeáló kapacitása miatt színtelenítésre használja a cukoripar, szagtalanításra és gyógyszerként is alkalmazzák. Fekete festék készíthető belőle sósavval történő kezelést követően. Ha a csontszövetet óvatosan hevítik, a szerves részek elégnének (kalcinált csont), és visszamarad az ásványi rész, azaz főként a Ca foszfát és karbonát, amely merev és őrölhető. Az ásványi részek aránya nő a csontszövetben a korral, ezért gyakoribbak a csonttörések.

Ha a csontot híg savakkal kezeljük a Ca egy része kioldódik (dekalcinált csont) és merevségét, szilárdságát elveszíti. A kóros D-vitaminhiány is a Ca sók csökkenését eredményezi. Főzéskor enyv marad vissza, mely a csontszövet enyvadó kollagén rostjaiból származik és 20-30 %-ot tehet ki. A csontvelő főként zsírból áll, mely a csőves csülök és a szivacsos csontok üregeit tölti ki. A csontlágylás (*osteomalacia*) a kórosan, a normálisan fejlődött csontok ellágyulása, mészből való elszegényedése. A kifejlődött állatok angolokóros betegsége, mely elsősorban a kecskéknél és vemhes vagy fejős teheneknél jelentkezik, főként Ca és P hiányos takarmányozás miatt. A csontritkulás (*osteoporosis*) nagyon súlyos, fehérjeszegény takarmányon tartott juhok és kecskék betegsége, amikor a csontállomány felritkul a csontszövet pusztulása vagy az újjaképződés elmaradása miatt.

A csontok feldolgozása zsírtalanításukkal kezdődik, mert a friss csontok 10-12 % zsíros anyaga megakadályozza lebomlásukat, átnedvesedésüket. Kifőzéssel eltávolítják a zsíros anyagot, a zsírt elkülönítik, a főzőlevet pedig trágyalékként hasznosítják. A pataszírt a csontzsírnál értékesebb gépolajat szolgáltat. Kifőzés után a csontok még nem őrölhetők, enyvanyagaikat gőzöléssel kell eltávolítani. A kioldott enyv kocsonyásodik, melyet a könnyvnyomtatás és a pamutfonodák használnak. Ezután a csont porrá őrölhető, szitálással különböző finomságú liszté elkülöníthető. A nem ipari feldolgozás során a csontokat hamuval vagy mésszel keverve halomba rakják, földelik és nedvesen tartják. Így kb. 1-2 hónap alatt elkorhadnak, őrölhetők és szitálhatók, közvetlenül is kiszórhatók trágyaként.

A talajok termékenységét mind a növényi, mind az állati eredetű anyagok, hulladékok növelik, mert bomlásuk növényi tápanyagot szolgáltat. A csontliszt ezen túlmenően talajjavító anyagnak is minősül savanyú talajokon, hiszen jelentős mennyiségű meszt tartalmaz. Már a híres német gazda *Thaer (1809)* megemlíti, hogy "A talaj termékenysége és a termés nagymértékben javulna, ha az ürüléken túl az állati tete-



meket és a vágóállatok fel nem használt hulladékait trágyaszerként gondosabban kezelnék és megakadályoznák, hogy a gazdaság körforgásából valami is kárba vesszen."

A csontokkal kapcsolatban az alábbiakat írja: A csontok is porhanyósak lesznek, és könnyen szétesnek oltott mésszel kezelve. Kitűnő trágyahatást fejtenek ki. Időnként elégetik a csontokat hamuvá a sintértelepeken. A hamu is trágyaszer, de korántsem olyan hatékony, hiszen csak kalciumfoszfátból áll. Az igazán hatásos alkotót, az állati enyvvet a csontból a tűz kiégeti. A mészárosok által otthagytott körmöket, patákat felaprítva vízben áztatják, puhítják, melyhez kevés hamut és meszet is adnak. Az érett massa rét trágyázásra használatos. A talajban három év alatt bomlik el teljesen és a rét termését kiválóan növeli.

*Liebig (1840)* szerint Anglia az 1700-as évek végétől importál csontlisztet Európából, majd az 1840-es évektől guanót Dél-Amerikából. Az átlagos behozatal 60-70 ezer t csont volt évente. Szerinte 1 font csont 10 font gabonát képes előállítani a gyakorlatban. Elméletben 26 font búzaszemben van annyi foszfor, mint 1 font csontban. *Liebig* elmarasztalja a német gazdaságot, amiért exportálja a csontlisztet és ezzel behatárolja saját talajainak teljesítményét. Másrészt megállapítja, hogy az a nagymennyiségű trágyaszer, amit Anglia importál, nagyrészt elvész és a tengerbe jut a városok vízőblítéses WC-inek illetve csatornázásának bevezetése következtében.

Az évezredes gabonatermesztés főként a talajok negatív P-mérlegében nyilvánult meg. A talajok P-ban szegényedtek, a P minimum tényező volt ebben a rendszerben, hiszen a N-t pl. a pillangósok természetével pótolni lehetett. Sőt, a kis termések N-igényét a levegőből nedves/száraz ülepedéssel talajba jutó  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{NO}_3\text{-N}$  is kiegyenlítette. Az 1800-as évek első felében Európát beárnyékolja az éhínség réme. A termések stagnálnak, helyenként csökkennek. Felmerült, hogy a napóleoni háborúk tömegsírait feltárják a célból, hogy foszfor nyersanyagforráshoz jussanak.

Másutt arra utal, hogy az emberek és állatok csontjai abból az apatitból származnak, amely a termékeny talajnak alkotórésze. A talajból a csont elemei bekerülnek a takarmányba, az élelmiszernövénybe. A friss csontok 55 % körüli Ca és Mg foszfátot tartalmazhatnak *Berzelius* elemzése szerint. Egy ha földről betakarított 3 évi termés annyi foszfort tartalmazhat, amennyi 240 font csontban található. A Ca és Mg foszfátokon kívül a csontokban még 30 % körüli enyves anyag van 5 % körüli N-tartalommal. A levegőtől elzárva a csont évezredekig megmarad, finomra őrölve és nedvesítve azonban felmelegszik, és kocsonyás anyaggá bomlik. A csontliszt idővel vízdoldhatóvá válik.

**66.táblázat.** A csontok összetétele *Heintz* szerint a csonthamu %-ában (*Liebig 1876*)

Összetevők	Ökör	Ürű	Ember	Ember
Ca-karbonát	10	9	9	9
Mg-foszfát	3	2	2	2
Ca-foszfát	83	85	86	86
Ca-fluorid	4	4	4	3
Összesen	100	100	100	100
Szervesanyag %-a	31	27	30	31

Nem közömbös tehát, hogy a csontok milyen formában kerülnek a talajba. Minél finomabb az eloszlásuk és keveredésük a talajrészecskékkel, annál könnyebben válnak a növényi gyökök számára felvehetővé. Ásványi savak (pl. sósav, kénsav, salétrom-

sav) feltárják a csontlisztet és az oldhatóvá vált foszfátok úgynevezett szuperfoszfát alakjában hatékonyabbak. Mivel a rendelkezésre álló csontok mennyisége kevés, bányászott ásványi apatitból és foszforitból állítanak elő szuperfoszfátokat savas feltárással. A csontok feltárással előállított szuperfoszfát azonban biológiailag teljesebb értékű, értékesebb. *Liebig (1840) Heintz* adataival jellemezte a csontok, a kereskedelmi csontliszt összetételét (66. táblázat). A gőzölt csontliszt *Lehmann* szerint (in: *Liebig 1840-1876*) az alábbi lehet %-ban: CaO 31, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 26, szervesanyag 34, víz 5, CO<sub>2</sub> 2, MgO 1, egyéb 1, összesen 100%.

*Wolff (1872)* szerint a legfontosabb trágyák egyike a csontliszt. Újabban, mint gőzölt csontlisztet, finom por alakjában alkalmazzák. Ebben az alakban kifejezetten előnyös hatású a csupán döngölt vagy őrölt, többé-kevésbé durvaszilánkos csontliszttel szemben. Csak finomra porított állapotban lehetséges a csontliszt egyenletes eloszlása a talajban. Csak így biztosított a készítmény kielégítően gyors hatása, azaz a lehetőség szerinti teljes kihasználása egy 3-4 éves trágyázási periódus folyamán. A gőzölt csontliszt nagybani alkalmazása a növények többlettermése következtében sokkal kifizetődőbb, mint a durvára döngölté, még akkor is, ha az utóbbit kb. 1/3-dal olcsóbban lehet beszerezni. A tiszta csontlisztben kb. 25% foszforsav és 3-4% nitrogén van (a nitrogén az enyves anyagban található), mégpedig mindkét anyag eléggé egyenletesen hatékony állapotban. Ebben az állapotban ezek a hatóanyagok bár lassan, de a vegetáció igényeinek megfelelően, kb. 3 év leforgása alatt válnak hatékonyakká.

A trágyázásra szánt csontlisztet célszerű a kiszórás előtt kissé rothadni hagyni. Ebből a célból a csontlisztet kb. azonos térfogatú fűrészporral vagy jó minőségű talajjal keverjük össze. Ezt a keverékhalmot trágyalével vagy vízzel mérsékeltén megnedvesítjük, egy kis halomba összedöngöljük és egy kevés talajjal letakarva, esőtől védett helyen, 8 napon át feküdni hagyjuk. Ezután a halmot szétdobjuk, az egész anyagot jól összekeverjük, majd szitálással laza, mérsékeltén nedves és jól szórható porrá alakítjuk. Az is elősegíti a csontliszt bomlását és gyorsabb hatását, ha szalma-maradványoktól megtisztított juh- vagy lótrágyát keverünk hozzá.

A talajjal, stb. összekevert csontlisztet legjobb, ha kézzel szórjuk ki. Holdanként 2-3 mázsa tiszta trágya megfelelő adagú kiegészítő-trágyázásnak tekinthető. Gyakran azonban 1-2 mázsa is elég ahhoz, hogy a csontliszt 2-3 éven át kedvező hatást tudjon gyakorolni a vegetációra. Ennél a trágyánál az utóhatást is tekintetbe kell venni. Csontliszttel való trágyázás esetén, különösen száraz és homokos talajokon, a talajban történő elhelyezésre is igen gondosan kell ügyelni. Vagy alaposan be kell szántani, vagy legalább is alaposan és mélyen be kell boronálni a csontlisztet (*Wolff 1872*).

A csontliszt értékét elsősorban finomsága határozza meg. Minél finomabb, annál inkább a szuperfoszfáthoz válik hasonlóvá, egyenletesebben keverhető a talajjal és gyorsabb hatású. Másrészről az összetétele döntő, mely az alapanyag minőségétől és az előállítás módjától függ. Az erős gőzöléssel több anyagot és ezzel N-t veszít, viszont nő a P-tartalma. Az anyagok segítik a Ca-foszfátok oldódását és a növényi felvételt. A csontliszt trágyalével öntözve gyorsabban felmelegszik és oldódik. Célszerű korán, még ősszel bekeverni a talajba, hogy elég idő legyen a bomlásához, ezért az őszi növények alá javasolták. Mivel fő hatóanyaga a mészfoszfát, különösen savanyú talajokon előnyös a használata, a savanyú talaj képes feloldani a foszforsavát. *Milthoffer (1897)* holdanként 1-4 mázsa csontlisztet ajánl, melynek hatása 2-3 évig észlelhető.

A szerző szerint alábecsüljük a csontok értékét, mert 1885-ben kereken 39 ezer, míg 1886-ban 24 ezer mázsa csontot, valamint 20-30 ezer mázsa csontszenet exportál-

tunk. Az alábbi praktikus eljárást ajánlja a csontok helyszíni trágyává alakításának. Kb. 10 cm oltatlan mészrétegre csontot rétegeljünk ugyanannyi mennyiségben, a rétegeket ismételve rakjuk, végül mésszel és földdel takarjuk és öntözzük. Egy-két hét után az elmeszesedett massa összekeverve és törve közvetlenül trágyaként használható. A trágya földdel hígítható és trágyalével öntözhető, így átlapátolva jobban szórható anyaghoz jutunk.

*Cserháti Sándor és Kosutány Tamás* "A műtrágyázás alapelvei" c. 1887-ben megjelent alapvető munkájukban külön fejezetet szentelnek a csontlisztnek a trágyaszerek tárgyalásánál. Szerintük a kifejlett ló vagy szarvasmarha 25, a juh 3, sertés 5, kecske 4 kg csontot szolgáltathat átlagosan. A csont trágyahatását összetétele szabja meg, melyet *Bibra* elemzéseire támaszkodva közölnek (67. és 68. táblázat). Megállapítják, hogy a csontok nemcsak kiváló P-trágyák, de N-forrásul is szolgálnak a növénynek. Franciaországban a szőlők trágyázására emberemlékezet óta használatosak a csontok, szántóföldön alkalmazásuk újabb keletű.

**67.táblázat.** Csontok összetétele *Bibra* szerint, % (In: *Cserháti és Kosutány 1887*)

Összetevők	Szivacsos csontállomány	Szilárd csontállomány
Szerves anyag	36	31
Hamu	64	69
Ebből: Ca-foszfát	43	58
Ca-karbonát	19	8

A szerzők szerint Angliában 1775-ben Yorkshire-ben kezdték alkalmazni a gomb- és későgyárak eszterga szaruforgácsát. Évente 800 t hulladékot alkalmaztak trágyaszerként, "...melynek segélyével óriási eredményeket értek el, s ezáltal egyes szegény vidékek termése néhány év alatt 2-3-szorosára emelkedett... Így történt azután, hogy az angolok a csontok becsét belátván, csak 1802-ben 30 ezer t csontot szedtek össze a francia-német csatatereken, 1825-ben Rostockon át közel 2 millió értékű ökörcsontot szállítottak a hulli gyárakba, sokat importáltak továbbá Spanyolországból is... Ma már számos csontlisztgyár működik és Németország nemcsak a saját területén beszerezhető csontokat dolgozza fel, de évenként több százezer mázsa csontot és csonthamut importál pl. Amerikából, Ausztria-Magyarország, Oroszország, Románia stb. országokból."

**68.táblázat.** Csontok összetétele *Bibra* szerint, % (In: *Cserháti és Kosutány 1887*)

Összetevők	Juh	Ökör	Ló
Ásványi anyagok	69,6	69,0	68,9
Ca-foszfát	55,9	54,1	54,4
Ca-karbonát	12,2	12,7	12,0
Mg-foszfát	1,0	1,4	1,8
Oldható sók	0,5	0,8	0,7
Szerves anyagok			
Csontanyag	29,7	29,1	28,0
Zsír	0,7	1,9	3,1
Összesen, 18% N-nel	30,4	31,0	31,1
Mindösszesen	100,0	100,0	100,0

'Sigmond (1904) utal arra, hogy "A csontnak trágyázási hatása a gyakorlatból már régen ismeretes volt, mindön 1840-ben *Liebig* híres mezőgazdasági kémiai alapvető munkájában kifejti, hogy mily fontos szerepe van a foszforsavnak a növények táplálkozásában és ajánlja, hogy a csontokban előforduló nehezen oldható foszforsavat alakítsák át könnyen oldhatóvá azáltal, hogy súlyuk felének megfelelő hígított kénsavval elegyítsék." *Liebigtől* függetlenül Angliában *Lawes 1842-ben* műtrágyagyárat alapít, szuperfoszfátot kezd termelni csontok savakkal történő kezelésével. Később csont hiányában ásványi foszforitokat és apatitokat nagyobb mennyiségben használnak a műtrágyaipar.

*Prjanyisnyikov (1965)* neves orosz agrokémikus szerint a csontliszt az egyik legfontosabb korai kereskedelmi foszfortrágyának minősül. A kínaiak évszázadok óta használták, míg Európában 1775 óta ajánlott trágyaszer. Az átlagos összetétele %-ban a szerző szerint:  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  58-62,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  1-2,  $\text{CaCO}_3$  6-7,  $\text{CaF}_2$  2, Szervesanyag (zsír+enyv) 26-30, N az enyvanyagban 4-5. A csontliszt előkészítése függvényében változik az összetétele. A nyers csont - kifőzött csont - kigőzölt csont - enyvtelenített csont sorrendjében csökken a N és enyvtartalom, valamint nő a  $\text{P}_2\text{O}_5$  tartalom (69. táblázat).

69. táblázat. Különböző csontlisztek összetétele % (*Prjanyisnyikov 1965*)

Csontliszt fajtája	N	Zsír	$\text{P}_2\text{O}_5$
Nyers csontliszt	3-5	8-10	15-20
Kifőzött csontliszt	3	6-8	18-22
Kigőzölt csontliszt	4	4	20-24
Enyvtelenített csontliszt	0,7-1,2	1,2	29-34

A szerző homokkultúrás tenyészedény kísérletében a zab növények az alábbi hozamokat adták a különböző kezelések hatására: P-kontroll 1,2; csonthamu 9,3; csontliszt 31,1 g/edény. Felhívja arra a figyelmet, hogy a csontok elégetésekor nemcsak az értékes N tartalmú anyagok semmisülnek meg és így csökken a trágyaértékük, hanem a P felvehetősége is csökken a növények számára. Mindezt laboratóriumi vizsgálatai is igazolták. Míg a csontliszt citromsavban oldható  $\text{P}_2\text{O}_5$  tartalma 18 % körülnek adódott, az elégetése utáni hamuban mindössze 7 % volt. A liszt P-a 70-90 %-ban oldható, míg a hamu P-a 30-40 %-ban.

A csontliszt módosult  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  molekulája a talajban könnyebben oldódik, mint az apatit vagy foszforit ásványi  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  készlete. A meszes talajban azonban a csontliszt oldódása gátolt. Homokkultúrában a csontliszt hatása csökkent a homokhoz kevert  $\text{CaCO}_3$  %-ának függvényében, a zabtermés g/edényre vetítve az alábbiak szerint alakult: oldható foszfát adagolásakor 19 g, csontliszt 8 g, csontliszt + 0,3%  $\text{CaCO}_3$  4 g, csontliszt +  $\text{CaCO}_3$  2 g.

Semleges közegben, homokkultúrában, a csontliszt hatékonysága jelentősen függ a N-forrás milyenségétől. Így pl. a  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  gátolja, míg az  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  serkenti a csontliszt foszforának érvényesülését. A zab termése tenyészedényekben, homokkultúrában az alábbiak szerint alakult a P, illetve a N források szerint, (*Prjanyisnyikov 1965*): Kontroll (P nélkül) 2; csontliszt +  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  3 g, csontliszt +  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  36 g, oldható foszfor+ $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  36 g, oldható foszfor+ $\text{NH}_4\text{NO}_3$  24 g/edény.

Alapanyaguk keménységét, erősségét és rugalmasságát annak köszönhetik, hogy a szerves és szervetlen vegyületek speciális keverékei. A kétféle összetevő elkülöníthető anélkül, hogy a csont szerkezete megváltozna. Híg savakkal kioldhatók a szervetlen

alkotórészek (mésztelenítés, dekalcinálás), miáltal a csont a porchoz lesz hasonlóvá, késsel vághatóvá és hajlíthatóvá válik. Óvatos izzítással viszont a szerves összetevők távolíthatók el, miáltal a kalcinált csont törékennyé és morzsolhatóvá válik. A csontszövet mintegy 30 %-ban szerves, 60 %-ban szervetlen állományból és átlagosan 10 % vízből áll. A szerves állomány döntően kollagén (enyv)-szerű anyagokat jelent, míg az ásványi rész vagy csontföld főként Ca, P, Mg, Na, K, F, Cl stb. elemeket foglal magában. A csontföldben 80-85 %  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ; 8-12 %  $\text{CaCO}_3$ ; 1-2 %  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  és egyéb sókat találunk.

A csontszövet összetétele a táplálkozás, életkor, egészségi állapot szerint változhat. A víz egy része intramolekulárisan kristályvízként van megkötve. A friss csont összetétele más, mint a csontszöveté, külső felszínét a csonthártya borítja, belsejét pedig a csontvelő tölti ki. A csontokat egymással porcos anyag köti össze (izületek). Emiatt a kibontott teljes friss csont kb. 50 % vizet, 15-20 % zsírt, 10-15 % enyv/osseint és 20-25 % csontföldet tartalmaz. Korral a csontföld aránya nő, mészsó- és fehérjeszegény táplálás esetén viszont csökken. Nagyon változhat a csontok összetétele kóros állapotban, így pl. az angolkór (*rachitis*), csontlágyulás (*osteomalatia*), csonttritkulás (*osteoporosis*) stb. esetén. Az említett változások azt jelenthetik, hogy a csontföld akár felére vagy 1/4-ére csökkenhet.

Természetszerűen más a csontok funkciója és szerkezete illetve alakja. Legerősebbek a csöves hosszú csontok, mint pl. a bokacsont, combcsont. A szarvasmarha 5 mm átmérőjű bokacsontja több száz kg terhet képes hordozni. A csöves szerkezet mechanikailag könnyű és előnyösen szilárd vázat biztosít. A lapos csontok külső és belső csontállományból és szivacsos csontbélből állnak (pl. koponyacsont). Kurta csontok a lábtő csontjai, melyek szivacsos állományát vékony tömött csontréteg borítja. Az új ICP technika lehetővé teszi a csontok mikroösszetevőinek kimutatását is. A 70. táblázatban saját vizsgálatainkat mutatjuk be a takarmány, a combcsont és az egyéb szervek ásványi összetételének megítélése céljából a csirke példáján.

A táblázat adataiból látható, hogy ásványi elemekben a csont a leggazdagabb, a Ca:P = 2:1 arányt képviseli. A takarmányhoz és a többi szervhez viszonyítva a csont akkumulálta a Ca, Mg, P, Na, Al, Sr nagy részét. Nem elhanyagolható a Fe, Zn, Mn tartalma sem. Az ÁTE Takarmányozástani Tanszékével közösen végzett állapotetelési kísérletekben sokszáz szervmintát analizáltunk.

Korábbi munkáink szerint összességében megállapítható, hogy az 1991. és 1994. évi csirke combcsont vizsgálat eredményei közelállóak, pl. a Ca:P aránya 2:1 körüli. Az 1992. és 1993. évi nyúl combcsont eredmények szintén hasonlóak, de itt a Ca:P aránya 1.5:1 körüli. Úgy tűnik ezek az arányok fajra adóttak, hiszen a takarmány is fajspecifikus tápot jelent. Az etetési kísérlet a csirkékkel általában két hónapig, míg a kifejlett nyulakkal 20-30 napig tartott. Az állatokat elaltatás után elvéreztettük, felboncoltuk és szerveiket külön elemeztük. A vágóhídi nagytestű marha bokacsontjának elemzési adatai egyedi eredmények, csak hozzávetőleges, tájékoztató jelleggel fogadhatók el. Annyi azonban megállapítható, hogy a marha csontliszt általában egy nagyságrenddel gazdagabb mikroelemekben, úgymint a Fe, Cu, Al, Mn, B, Ni, Mo, Cr, Co.

Mindez azonban egyáltalán nem jelent talajszennyezést, hiszen az összetétel a nyersfoszfátok vagy a szuperfoszfát műtrágyákéhoz hasonló és a szokásos trágyaadag a legtöbb kultúrnövény normális igényét fedezheti. A csontlisztek 20 % körüli  $\text{P}_2\text{O}_5$  tartalma is a szuperfoszfátokéhoz hasonló, így 200-400 kg/ha/év adaggal számolhatunk átlagosan. Talajaink fele már a szántott felső rétegben savanyú, így 2-3 millió hektár a

potenciálisan trágyázható terület. Elvileg tehát évi 0,5-1 millió tonna csontliszttermelés is felhasználható lenne. Mint biotrágyára és talajjavító anyagra igényt tarthat a virágtermelés, kertészet kerti- és virágföldek készítéséhez.

**70.táblázat.** A takarmány, valamint a csirke szerveinek átlagos összetétele szárazanyagban. Etetési kísérlet: ÁTE. Analízis: MTA TAKI, 1990 (In: Kádár 1995)

Elem		Takarmány	Combcsont	Máj	Vese	Tüdő	Szív	Izom
Ca	%	2,36	10,61	0,02	0,03	0,04	0,02	0,02
Mg	%	1,48	2,51	0,09	0,08	0,06	0,09	0,10
P	%	0,44	5,17	1,23	1,17	1,00	0,98	0,80
K	%	0,60	0,15	1,12	1,07	1,27	1,42	1,42
Na	%	0,01	0,45	0,28	0,66	0,69	0,53	0,24
Fe	ppm	50,0	181,0	434,0	271,0	573,0	166,0	29,0
Zn	ppm	28,0	120,0	123,0	90,0	60,0	105,0	69,0
Al	ppm	9,0	4,2	0,3	0,1	0,2	0,2	0,4
Mn	ppm	31,0	6,2	14,4	10,4	1,3	2,5	0,7
Cu	ppm	8,0	1,6	16,7	10,4	2,4	14,5	2,6
Sr	ppm	2,5	50,5	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1

#### **8. Humán exkrementumok. A fekália és a vizelet mint trágya megítéléséről**

Célszerű áttekinteni az ember által termelt trágya szerepét is a talajtermékenység fenntartásában. Nem tudjuk, mit hoz a jövő. Az élelmiszer és az energia szorosan összefügg. A műtrágyák előállítása, gépek gyártása és üzemelése rendkívül energiaigényes a mezőgazdaságban. A talajkészletek gyorsuló ütemben fogynak, felfalják a városok, közlekedés, a hatalmas népességnomás. Az élelem, energia, talaj egyaránt minimum tényező a jövőbeni perspektívákat tekintve. A talaj előbb elfogyhat, mint az olaj (Kádár 2009).

A humán exkrementum, az emberi trágya is erőforrás, a növényi növekedést serkentő tápelemek gazdag forrása. Hasznosítható. Technikailag a problémamentes talajba juttatása, komposzt készítése biztosan megoldható, amely kisebb kihívást jelenthet talán, mint a holdraszállás volt. A gazdag skandináv országokban kísérleteznek a nem vízőblítéses WC használatával, a fekália és a vizelet elkülönített kezelésével. Egy személy 1,5-2 liter trágyát termel, ami 600-700 kg/év mennyiségre tehető. Hazánkban a 10 millió fő tehát 6-7 millió t/év mennyiséget. Ez a hatalmas tömeg talaj- és humuszképző tényező.

*Gruner (1884)* az emberi trágya felhasználásában rejlő lehetőségeket ecsetelve arra utal, hogy 200 kg búza lenne termelhető egy ember évi trágyájával. „Mindez a sok érték azonban veszendőbe megy jelenlegi hanyagságunk folytán; egy része belesodoratik a faluink és városainkat átszelő patakok és folyókba, a másik része pedig eltűnik az altalajba – közegészségügyi ügyünk hátrányára, nemzeti vagyonunk károsítására.”

A szerző ismerteti az ókori, középkori és az újkori trágyázás történelmi tapasztalatait is. Említi, hogy a trágyát/fekált „példaszerű szorgalommal gyűjtik már évszázadokon át a kínaiak és japánok. Szarvasmarhával vajmi csekély számban bírnak és mégis fenntartotta magát ugyanott évezredek át az igen sűrű lakosság.” Európa nyugati városai szintén folyókon szállítják el a városi hulladékokat, mely a szomszédos

területek öntözésére szolgál. Bemutatja a fekáli gyűjtésére, kezelésére és kijuttatására szolgáló eszközöket és technikai berendezéseket. Korabeli német adatokra támaszkodva közli az ember által kibocsátott exkrementumok mennyiségét és összetételét (71. táblázat).

71.táblázat. Vegyes lakosság esetén 1 fő által termelődő összes ürülék mennyisége és összetétele Heiden szerint (in: Gruner 1884)

Vizsgált jellemzők	Szilárd		Folyékony		Összesen	
	g/nap	kg/év	g/nap	kg/év	g/nap	kg/év
Természetes állapotban	133	48,6	1200	438	1333	486
Szilárd rész(sz.a.)	30	11,0	64	23	94	34
Szervesanyag	26	9,4	50	18	76	28
Hamu	4,5	1,6	13	4,8	18	6
N sz.a.-ban	2,1	0,8	12,1	4,4	14,2	5,2
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> sz.a.-ban	1,6	0,6	1,8	0,6	3,4	1,2
K <sub>2</sub> O sz.a.-ban	0,7	0,3	2,2	0,3	3,0	1,1

A Magyar Királyságban 15,6 millió fő kibocsátása 76,7 millió q összes fekália 7% szárazanyag tartalommal átlagosan, tehát 537 ezer tonna szárazanyaggal. A tápelemhozamok: 80,3 ezer t N; 19,6 ezer t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; 16,8 ezer t K<sub>2</sub>O; összesen 116,7 ezer tonna. Amennyiben 9 t/ha adaggal (vízzel hígítva) dolgoznánk, 853 ezer hektárt trágyázhatnánk. Így kb. 20 fő termelne 1 ha területre trágyát, illetve 200 kg/év búzatöbbszemetet hozhatna létre. Azaz 3,1 millió tonna búzát országosan. Gruner (1884) szerint a szilárd fekáliában átlagosan 23%, míg a vizeletben 5% a szárazanyag. Az illavai magyar királyi országos fegyintézet trágyájában 93,3% víz, 5,1% szervesanyag, 16% hamu; 0,7% N; 0,38% Na; 0,26% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; 0,21% K<sub>2</sub>O; 0,4% Cl; 0,09% CaO; 0,06% MgO; 0,05% SO<sub>3</sub>; 0,02% SiO mennyiséget mértek.

72.táblázat. A humán széklet és vizelet mennyisége és összetétele (Tanguay 1990)

Mért jellemzők	Mértékegység	Széklet	Vizelet
Mennyisége	g/nap/fő	150-300	1000-1300
Víz	%	66-80	93-96
Szárazanyag	%	20-34	4-7
Szárazanyagban			
N	%	5-7	15-19
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	%	3-5	2,5-5,0
K <sub>2</sub> O	%	1-2,5	3,0-4,5
CaO	%	4-5	4,5-6,0
C/N arány	%	8-10	0,7-1,0
C szerves	%	40-55	11-17
Szervesanyag	%	69-95	19-29

A 72. táblázatban közölt újabb adatok szerint a széklet a 20-30%, míg a vizelet 5% körüli szárazanyagot tartalmaz. A vizeletben lényegében az oldható frakciók találhatók, míg a szilárd ürülékben szerves anyaghoz kötöttek. A vizelet főként nitrogén és

kálium elemekben gazdag, míg a szerves alkatrészekben szegény, C/N aránya igen szűk. Gyorsan bomlik a karbamid bomlásából eredő NH<sub>3</sub> elillanásával.

A széklettel 40-80, vizelettel 50-70, összesen 90-150 g/fő szárazanyag termelődik naponta. Azaz 15-29 kg széklet, 18-25 kg vizelet, összesen 33-55 kg/fő szárazanyag évente. A mai Magyarország 10 millió lakosát figyelembe véve közel félmillió tonnát is elérheti az éves szárazanyaghozam. Ez nem elhanyagolható mennyiség. A képződő állati trágya hozama 8-10 millió t/év átlagosan 25% szárazanyag tartalommal. Tehát a lakossági termelés becsléseink szerint a 2-3 millió tonna állati eredetű szárazanyaghozam akár 15-20%-át elérheti (73. táblázat).

**73. táblázat.** Az emberi trágya napi, évenkénti és országos szárazanyag és NPKCa-hozama *Tanguay (1990)* adatai alapján számolva

Mért jellemzők	Mértékegység	Széklet	Vizelet	Együtt
Mennyiség sz.a.	g/fő/nap	40-80	50-70	90-150
N-hozam	g/fő/nap	2,0-5,6	7,5-13,3	9,5-18,9
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -hozam	g/fő/nap	1,2-4,0	1,2-3,5	2,4-7,5
K <sub>2</sub> O-hozam	g/fő/nap	0,2-0,7	0,6-1,2	0,8-1,9
CaO-hozam	g/fő/nap	0,6-1,5	0,8-1,5	1,4-3,0
Mennyiség sz.a.	kg/fő/év	14,6-29,2	18,2-25,6	32,8-54,8
N-hozam	kg/fő/év	0,7-2,0	2,7-4,9	3,4-6,9
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -hozam	kg/fő/év	0,4-1,5	0,5-1,3	0,9-2,8
K <sub>2</sub> O-hozam	kg/fő/év	0,2-0,7	0,6-1,2	0,8-1,9
CaO-hozam	kg/fő/év	0,6-1,5	0,8-1,5	1,4-3,0
Mennyiség sz.a.	1000 t/Mo./év	146-292	182-256	328-548
N-hozam	1000 t/Mo./év	7-20	27-49	34-69
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -hozam	1000 t/Mo./év	4-15	5-13	9-28
K <sub>2</sub> O-hozam	1000 t/Mo./év	2-7	6-12	8-19
CaO-hozam	1000 t/Mo./év	6-15	8-15	14-30

Vajon mit jelent ez az országos tápelemmérlegben? A 74. táblázatban bemutatjuk az 1991-1995. évekre felállított NPK mérleget és ahhoz viszonyítva a humán eredetű trágya mennyiségét.

**74. táblázat.** Magyarország NPK mérlege az 1991-1995. években (*In: Kádár 1997*) és a humán eredetű szerves trágya elvi jelentősége, 1000 t/év

Mérleg tételei	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Együtt
Termésekkel felvett	498	190	476	1142
Visszapótolt				
Mútrágyákkal	172	25	26	223
Mellékterméssel	45	19	140	204
Istállótrágyával	70	70	140	280
Pillangósokkal	30	-	-	30
Összesen	317	114	306	737
Egyenleg	-181	-76	-170	-427
Humán trágya	34-69	9-28	8-19	51-116
Átlagosan	52	18	14	84
Mútrágyák %-ában	30	72	54	38



A humán trágyában átlagosan 52 ezer t N, 18 ezer t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 14 ezer K<sub>2</sub>O lehet átlagosan. Ez a műtrágyával bevitt N 30, P 72, K 54%-át jelentené. Műtrágyaárakat alapul véve 250 eFt/t áron pl. a humán trágya N-készlete 13 milliárd, a P-készlet 300 eFt/t áron 5,4 milliárd Ft értéket képvisel. Ezen túlmenően jelentős a trágya K, Ca, Mg, valamint esszenciális mikroelem készlete. Felbecsülhetetlen a talajszerkezet, talajhumuszjavító szerepe. Évente mintegy 20 milliárd Ft tökéletetnének be talajaink termékenységeinek fenntartásába, pusztán az NPK tartalmakat tekintve.

Amennyiben a humán eredetű szerves trágya és a felhasznált műtrágyák NPK készletét vetjük össze globális szinten, kb. 6 milliárd fővel számolva az ezredfordulón, úgy az 75. táblázatban közölt becslésünk szerint a humán-NPK részarány a műtrágya-NPK mennyiségével kb. szintén 40%-nak adódhat.

75. táblázat. A humán eredetű szerves trágya és a műtrágyák nitrogén, foszfor, kálium készletének összehasonlítása a világon 6 milliárd fővel számolva, millió t/év, 2000

Trágyaféleség	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Együtt
Műtrágyákban	73,6	29,6	20,0	123,2
Humán trágyában	30,5	11,1	8,1	50,1
Műtrágya %-ában	41	38	41	40

Jönsson *et al.* (1995) úgy becsülik, hogy a talajeredetű ásványi tápelemek 60-70%-a a jelenlegi rendszerben a vízőblítési WC-n keresztül a szennyvíztisztító telepeken végzi. A fekália és a vizelet elkülönített kezelésével és komposztálással lehetővé válhat az emberi trágya hasznosítása kiskertekben. Ebben a zárt rendszerben lecsökken a vízigény, mert gyakorlatilag nem igényel vízőblítést, nincs tápelemvesztés, a baktériumok sem jutnak ki a környezetbe. A komposztált széklet alkalmas talajtrágya, a vizelet pedig hígtrágyaként hasznosulhat az ökofalvak kertjeiben Skandináviában.

A becslések szerint 520 kg/fő/év nyers emberi trágya termelődik mintegy 7-8 kg elemi NPK tartalommal. Ezzel az NPK tökével előállítható volna 1 fő éves gabonaszüksége, mely kb. 250 kg. Svédországban az organikus mezőgazdaság hívei érdeklődést mutatnak pl. a vizelet hígtrágyaként való hasznosítására hatékonysága és kis károselem/nehézfém tartalma miatt.

A szerves anyagban és tápelemekben (főként N és P) gazdag stabilizált szennyvíziszapot trágyaszer és talajkondicionáló szerként hasznosítják. Ez a hasznosítás csupán 30-48%-ot ér el a skandináv országok mezőgazdaságában. Más elemekben az iszap meglehetősen szegény, bár a mésszel stabilizált iszapban jelentős a Ca és Mg készlet is. Hasznosulhatnak a Zn, Cu, Mn stb. esszenciális mikroelemei is a növénytermesztésben. Hátránya közé sorolható, hogy összetétele nem igazodik a növények igényeihez: pl. esetenként túl szegény lehet N-ben és túl gazdag P-ban. A tápelemek lassan válnak felvehetőkké az évek során. A szerves anyag 50-60% körüli a szárazanyagban, ezért a talaj készletét az iszaptrágya hatékonyan növeli, javítva a talaj szerkezetét, vízgazdálkodását, mikrobiológiai aktivitását. És hatékonyan megköti a különböző nemkívánatos anyagokat, mint pl. a nehézfémek többségét.

A szennyvíziszapok mezőgazdasági használatát közismerten gyakran szennyezettségük, nagy Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Zn, Cu stb. tartalmuk korlátozhatja, melyek felhalmozódnak a talajban és a növény számára mérgező szintet érhetnek el. Főként, ha a szerves anyag lebomlik. A szennyezés fő okozója általában az ipar. A káros nehézfémek mennyisége az iszapkezeléssel nem mérsékelhető. Azt is meg kell említeni, hogy az

utóbbi 1-2 évtizedben az ipar általi terhelés lényegesen csökkent. Az iszapok egyre kevésbé szennyezettek. Gondot okozhatnak a hormonok, gyógyszer-hatóanyagok, melyek a környezetbe kerülhetnek trágyázással. Szerves szennyezőket kevésbé vizsgáltak. Az általános vagy elterjedt vélemények szerint azok a talajban lebomlanak, nem károsítják a talajéletet. A komposztálás higiénia szempontból is előnyös. A vizek szennyeződése komoly veszélyforrást jelenthet.

Egy személy mintegy 500 l vizeletet termel évente. A vizelet tartalmazhatja az emberi ürülékkel távozó nitrogén 98, foszfor 65, kálium 80%-át növények számára felvehető formában. A nyers vizelet mikrobiológiai szemmel meglehetősen tiszta, amennyiben egészséges egyénből származik, továbbá amennyiben nem szennyeződik a széklettel. A N hasznosulása kisebb a műtrágya-N hasznosulásánál a vizelet nagy gázalakú  $\text{NH}_3$  veszteségei miatt. A vizelet pH értéke erősen lúgos, 8,6-9,2 közötti, mely növeli az  $\text{NH}_3$ -veszteség kockázatát a tárolás és kijuttatás idején. Ez környezeti problémát is jelent a gazdasági veszteségen túl. A lúgos pH pozitív hatása a fertőző baktériumok és vírusok pusztítását eredményezi ugyanakkor. A vizelet hígítva gyepek, dísznövények N-trágyázására alkalmas, illetve a komposzt készítésénél előnyösen alkalmazható (Jönsson *et al.* 2005).

Svéd tapasztalatok szerint a vizelet N-tartalma a gabonafélék termesztése során 70-100% műtrágya egyenértéket mutatott. Döntő, hogy a vizeletet azonnal a talajba injektáljuk. Higiénés okokból a vizelet zárt konténerben tárolandó 6 hónapig kijuttatás előtt. A kijuttatás költsége azonban könnyen meghaladhatja a tápelemek értékét, az egyenetlen vagy rossz időben végzett trágyázás hátrányos is lehet. Az ismert előítéleteken túl ez is akadályozhatja a módszer elterjedését.

A nyers széklet 100-200 g/fő/nap 20% körüli sz.a. tartalommal becsülhető, mely gazdag baktérium, vírus, gomba, valamint protozoa fertőzőágenssekkel. A mikroorganizmusok anaerobok. Sokan klinikai tünetek nélkül patogéneket ürítenek. Mindenképpen elkerülendő, hogy a nyers széklet az emberi/állati fogyasztásra szánt étellel/takarmánnyal érintkezzen. Csak komposztálás után használható, mely folyamat minimum 6 hónapos, beleértve a nyári időszakot. A folyamat kevésbé tanulmányozott, a svéd ökofalvakban ezidáig kevés tapasztalatot gyűjtöttek. Kiterjedt kutatások alapozhatják meg a módszer jövőbeni széleskörű elterjesztését a növénytermesztésben (Malkki 1999, Vinneras 2002).

Az emberi ürülék az állati trágyához hasonlóan egy természeti erőforrás, mellyel minden társadalom minden időben rendelkezik. A jelenkor alulértékeli, illetve mint undorító hulladéktól mielőbb megszabadulna. Táplálékaink jórészt a talajon teremnek, állataink ott legelnek. Az állati és emberi emészthetetlen hulladékaikat vissza kell juttatni a talajba. Ez volna a természet rendje, az anyag- és energiaforgalom zárása. A talajok termékenysége trágyázással fenntartható. Egy ember trágyája kb. 250 kg gabona szemtermését biztosíthatja Wolgast (1993) szerint, mely az éves fogyasztásnak felelhet meg.

Egyes vélemények szerint a vizelet és a fekáliából készített komposzt alkalmazásával válik a talajtermékenység, vele a mezőgazdaság és a jövő emberi társadalma ténylegesen fenntarthatóvá. Csökkenhet ily módon az energiaigényes és környezet-szennyező műtrágyák használata, javulhat a talajok eltartóképessége, újabb területeket vonhatunk művelésbe, terméketlen földek alakulhatnak termékennyé. Részletesen ismertetik a komposztkészítés javasolt technikáját és a kiskertekben történő alkalmazását ([www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org), [www.eautarcie.com](http://www.eautarcie.com)). Egy ember évente kb. 5 kg N-t ter-

mel. A 7 milliárd fő 35 millió tonnát, mely nem elhanyagolható mennyiség. Amit a szennyvíztisztítás ürügyén nitrát szennyezéssé alakíthatunk majd következmények nélkül, esetleg az élővizeket, folyókat, óceánokat szennyezve egyszerűen kidobunk, elfolyatunk.

Általános gyakorlat volt a II. világháború előtt még Európában is, hogy amikor a latrina/pöcegödör megtelt és kiszáradt, tartalmát trágyaként a földeken hasznosították. Az angol vízöblítéses WC-t több skandináv település az 1900-as évek környékén nem akarta bevezetni, mert elveszíti a trágyát (*Lindegaard 2001*). Ez a trágyaerő megmenthető lesz a modern szagmentes és fertőzésmentes trágyakezeléssel. Fő kiválasztószervünk a vese. Évente kb. 500 kg vizelet + 50 kg fekáliát termel egy ember. A vizeletben található a N 90, P 50-65, K 50-80%-a, mely a növények számára közvetlenül felvehető. A kiválasztott mennyiség természetesen függ a testtömeg, vízfogyasztás, éghajlat, étkezési jellemzőktől, főként a fehérjebeviteltől.

A friss vizelet viszonylag csíramentes. Nagy tápelemtökéje, oldott elemei, illetve higiéniai minősége miatt alkalmasabb trágya, mint a fekália, mely fertőzésveszélyes. A vizelet felhasználása is egyszerű a kertben öntözőkannával kijuttatva és kézi kapával rögtön betakarva. A vizelet és a fekália elkülönített kezelése, gyűjtése alapvető. Már a WC-ben kell megoldani. A fekáliát külön kell felfogni konténerben, melyet pl. a kézmosó víz öblít le. Komposztálásával, konyhai és kerti hulladékkal keverve talajjavító, lassú hatású trágyaszert nyerünk. A vizeletben a N karbamid alakban van, amit nagyban a műtrágyaipar is gyárt, és szilárd formában kerül a kereskedelmi forgalomba.

A vizelet tápelemei hasonló hatékonyságúak, mint a műtrágyák tápelemei és helyettesítheti is azokat. Bár a vizelet klorid tartalma viszonylag nagy, nem növeli a talaj Cl tartalmát elfogadhatatlan mértékben. Az esővízzel együtt ugyanis gyorsan az alajba mosódik. A svéd gyakorlatban a vizeletet is néhány hónapig tárolják felhasználás előtt, hogy az esetleges anaerob fertőző mikrobák elpusztuljanak. A nyers tiszta vizeletben 1% körüli lehet a N-tartalom. Így pl. a 100 kg/ha N-adaghoz hektáronként 10 m<sup>3</sup>, illetve négyzetméterenként 1 liter szükséges. Trópusokon, meleg éghajlaton gyorsan sterilizálódik a vizelet, nem szükséges többhónapi tárolás, így évente többször trágyázhatnak (*Steineck et al. 1999, Ugland 1999, Kirchmann és Petterson 1995, Pettersson 1999, Malkki 1999, Malkki et al. 1999*).

A háztartási szennyvíz ténylegesen három részből áll: vizelet, fekália és a konyhai/fürdőszobai szürkevíz (greywater). A csatornázott lakásokból a szennyvíztisztító telepre kerülve tisztítani, illetve növényi tápanyagait hasznosítani kell. A XX. század folyamán a vizeletet és a székletet inkább csak a medicina vizsgálta, mely az egyén étkezési szokásait, ételmiszerfogyasztását tükrözheti. Az 1990-es években támadt érdeklődés *Svédországban* a háztartásban képződő tápelemek hasznosítására. Korábbi évtizedekben, a XX. század derekától, érdeklődés inkább a háztartási szennyvíz P-tartalmára irányult az eutrofizáció miatt. Az elmúlt 1-2 évtizedben pedig már a nehézfémek is fókuszba kerültek, melyek a szennyvíziszapok szennyezéséhez járulhatnak hozzá (*Jönsson et al. 1997, 2005; Vinneras et al. 2002; Tanki és Sijbesma 2003*).

Újabb mintavételi és analitikai eljárások születtek, a nyomokban előforduló elemeket is sikerült kimutatni. A vásárolt élelmiszerek 10-20%-a a háztartási szennyvíz biológiailag lebomló szilárd hulladékát gyarapíthatja. A szennyvíz nehézfém szennyezéséhez a réz és ólom csövek korróziója, a cink borítású szerelvények stb. kopása járulhatnak hozzá. *Vinneras (2000)* a fekália és vizelet elemzési hozam adatain túl a

konyhai/fürdőszobai mosó-és öblítővizek mennyiségi jellemzőit is közli a 76. táblázatban.

76.táblázat. A fekália, vizelet és a háztartási víz átlagos jellemzői, fő/év (Vinneras 2000)

Jellemzők	Egység	Fekália	Vizelet	Együtt	Háztartási*
Friss tömeg	kg	51	550	601	36500
Szárazanyag	kg	11	21	32	20
N	g	550	4000	4550	500
P	g	183	365	548	190
K	g	365	1000	1365	365
Zn	mg	3900	16,4	3916	3650
Cu	mg	400	37,0	437	2900
Ni	mg	27	2,6	30	450
Cr	mg	7,3	3,7	11	365
Pb	mg	7,3	0,73	10	365
Cd	mg	3,7	0,25	4	15
Hg	mg	3,3	0,30	4	2

\* 100 liter/nap összes háztartási vízhasználattal számolva (Greywater)

A háztartási vízfogyasztás 100 liter/nap volt, azaz 36500 liter, illetve 36,5 m<sup>3</sup> évente, melyben a sz.a. 20 kg-ot tett ki a vizelethez hasonlóan. Az NPK elemhozama összevethető a fekália elemhozamával. Amint a 76. táblázatban megfigyelhető, a vizsgált hét fém döntő tömege a felhasznált háztartási „szürkevíz” szennyezettségére vezethető vissza. A felhasznált víz minősége természetesen eltérhet a lokális viszonyok függvényében hidrológiai és infrastrukturális (mint a korrózió előreagedett vezetékhálózata stb.) okokra visszavezethetően. A 76. táblázatban Vinneras (2000) által közölt adatok átlagos irányzámnak minősülnek Svédországban.

Jönsson et al. (2005) pedig a fekália napi hozamadatait tekinti át különböző szerzők elemzése alapján a 77. táblázatban. E táblázatokban (76., 77. táblázat) a fontosabb nehézfémek, illetve mikroelemek forgalmáról is tájékozódhatunk. A táblázat a fekáli N, P, K, S makroelemek frakcióiról is informál, illetve közli a kémiai és a biológiai O<sub>2</sub>-igény mérési eredményeit.

Az esszenciális fémeket, mint pl. a Cu, Zn, Ni, Cr az élelmiszereink és adalékanyagink egyaránt tartalmazzák. Egyébként is nagymérvű jelenlétük a hétköznapi életben, mivel a fémek körülvesznek bennünket. A nem esszenciálisnak, illetve nemkívánatosnak tekintett nehézfémek mennyisége, mint az Pb, Cd, Hg csökken az élelmiszerekben és a környezetben. Az Pb esetén mért kiugró értéket egy helyi reptér mellett mértek, mely még nem használ Pb-mentes kerozint (Jönsson et al. 2005).

Dél-Thaiföldön három körzetében a fekáliát vizsgálták. A mintavétel 5-5 személy 1-1 hetes anyaggyűjtésére támaszkodott körzetenként (78.táblázat). A szerzők megállapítása szerint nem volt érdemi eltérés a három körzet összesen 15 személye által produkált fekália összetételében a kor, nem, foglalkozás vagy vallási hovatartozás függvényében. Az idősebb 70 év körüli vagy feletti korosztály fekáliája azonban némileg több vizet tartalmazott, mely feltehetően a székrekedést megakadályozandó nagyobb vízfogyasztásra utalt. A napi kibocsátás 0,6-1,2 liter vizelet és 120-400 g friss fekália volt személyenként, azaz 940-1530 g/fő/nap összesen. Az összes szilárd anyag 54-80 g/fő/nap (Schouw et al. 2001).

77.táblázat. A fekália jellemzői különböző szerzők nyomán (In: Jönsson et al. 2005)

Mért/vizsgált jellemzők	Mérték-egység	Min/Max. értékek	Mért/vizsgált jellemzők	Mérték-egység	Min/Max. értékek
H <sub>2</sub> O	g/nap	110-770	S-total	g/nap	0,16
Szárazanyag	g/nap	28-35	S-SO <sub>4</sub>	g/nap	0,03
TSS	g/nap	25	S-S <sup>2-</sup>	g/nap	0,003
VS	g/nap	24-25	S part	g/nap	0,13
COD total	g/nap	37-39	K total	g/nap	0,9-1,5
BOD <sub>7</sub>	g/nap	23-29	K-cell	g/nap	0,15
N total	g/nap	1,5-1,8	Zn	mg/nap	11-13
N (NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> )	g/nap	0,3-0,6	Cu	mg/nap	1,0-2,9
N (NO <sub>3</sub> )	g/nap	0,0	Pb	mg/nap	0,02-1,20
N sol, org	g/nap	0,45	Ni	mg/nap	0,07-0,19
N part, org	g/nap	0,75	Cr	mg/nap	0,02-0,15
P total	g/nap	0,5-0,6	Hg	mg/nap	0,01-0,06
P-PO <sub>4</sub>	g/nap	0,1	Cd	mg/nap	0,01-0,02

TSS (suspended solids), VS (volatile solids), COD total (kémiai összes O-igény), BOD (Biogiai O-igény), N sol, org (oldható és szerves N), N part, org (partikuláris és szerves N), S-S<sup>2-</sup> (szulfid-S), S part (partikuláris S), K-cell (K a sejtekben)

78.táblázat. Fekál és vizelet kibocsátás, g/fő/nap irodalmi adatok szerint (Schouw et al. 2001)

Vizsgálat helye	Vizelet	Fekália	Együtt	Összes szilárd
Vietnam	820-1200	130-140	990-1333	43-93
Japán és Kína	-	116-200	-	-
Dánia	-	-	1700	59-81
Fejlődő országok	1200	130-520	1450-1550	-
Európa/USA	1200	100-200	1350	-
Thaiföld*	600-1200	120-400	940-1530	54-80

\*Jelen felmérés

Ázsiában, Thaiföldön általában az emberek közvetlenül a mezőgazdasági területen végezték a dolgukat hagyományosan. Ma már a lakosok vidéken is WC-t használnak és szippantóval vitetik el a pöcegödör tartalmát, melyet távolabbi helyeken leraknak, eltemetnek. Így trágyaként nem hasznosulnak. A talajok elszegényednek tápelemekben, környezet szennyeződik. Előrehalad a városiasodás. Thaiföld 60 millió lakosságának 1/5-e városban él. Gazdasági és környezeti okokból egyaránt szükségessé válik az emberi trágya hasznosítása (Schouw et al. 2001).

Ami a fekália és a vizelet kibocsátási adatait illeti, a 78. táblázatban foglalt összehasonlító mérések eredményei szerint a nemzetközi átlaghoz közelálló tartományban van. Ami az elemhozamokat illeti a N 7,6+7,9 g; P 1,6-1,7 g; 1,8-2,7 g K; 1,0-1,1 g S; 0,75-1,5 g Ca és 0,25-0,4 g/fő/nap Mg mennyiséggel volt jellemezhető. A Zn 9-16; Cu 1,4-1,5; Ni 0,3; Pb 0,07-0,14; Cd 0,02-0,03; Hg 0,01 mg/fő/nap értékkel szerepelt.

A 79. táblázatban referencia adatként szerepelnek Snyder et al. (1975) jelentésében foglalt átlagértékek. A N, Cu, Cd és Pb nagyobb volt a referencia anyagban a fejlett országokra jellemzően. Visszavezethetően a nagyobb fehérjefogyasztás (N) és az akkori környezetterhelés (nehézfémek) miatt.

79.táblázat. A 15 egyén és a fegyintézet átlagos elemhozama, g/fő/nap (Teljes kibocsátás: fekália + vizelet együtt) Schouw et al. 2001 szerint

Mért jellemzők	Egység	15 egyéni	Fegyintézeti	Snyder et al. 1975
Összes friss tömeg	g/fő/nap	1083	-	-
Összes szilárd	g/fő/nap	67	49	-
Hamu	g/fő/nap	14	26	-
N	g/fő/nap	7,9	7,6	16
P	g/fő/nap	1,6	1,7	1,4
K	g/fő/nap	2,7	1,8	3,3
S	g/fő/nap	1,1	1,0	0,85
Ca	g/fő/nap	0,75	1,5	1,1
Mg	g/fő/nap	0,25	0,40	0,3
Zn	mg/fő/nap	9	16	13
Cu	mg/fő/nap	1,5	1,4	3,5
Ni	mg/fő/nap	0,3	0,3	0,4
Cd	mg/fő/nap	0,03	0,02	0,15
Pb	mg/fő/nap	0,07	0,14	0,44
Hg	mg/fő/nap	-	-	0,01
B	mg/fő/nap	0,8	1,1	1,3

A fentiekén túl egy fiatal fiúkat őrző fegyintézet latrinája naponkénti mintavételi pontként szolgált. A 11-23 év közötti fogvatartottak száma 395 volt. Külön felmérést végeztek 30 fővel az alábbiakat regisztrálva: napi vizeleti gyakoriság átlaga 5,4; székeleti gyakoriság átlaga 1,7; összes exkrécio + öblítő/mosóvízzel együtt 4,6 liter/fő/nap; összes sz.a. termelés 49 g/fő/nap. Az átlagos étrend: reggelire rizsleves, ebédre rizs zöldséggel és hal vagy csirkehús, vacsorára ugyanaz, mint ebédre.

Nishimuta et al. (2006) Japánban végzett vizsgálatai szerint a széklet víztartalma tág határok között, 50-90% között ingadozhat. A kis víztartalomhoz kis Na-tartalom tartozik. Amikor 80% feletti a víztartalom, Na a vérérum szintjére emelkedhet. A K ezzel ellentétesen változik. Ismert, hogy székrekedés esetén konyhasó fogyasztása javasolt. A vizsgálatokat 22 diáklánnyal végezték 12 napon át. A Na 1-3%, K 1-3%, Ca 1-4%, P 0,5-2,5% tartományban volt, míg a Zn 200-600, Fe 100-500, Mn 50-200, Cu 30-130 mg/kg sz.a. mennyiségben volt jelen a székletben.

Vinneras és Jönsson (2002) a vizeletelkülönítő duplaöblítő WC-t vizsgálták, mely az „Aquatrons” fekáliaszepráló készülékkel volt összekötve. A rendszer célja az emberi exkrementumok tápanyagkészletének újrahasznosítására (recycling) irányult. A svédországi ökoház 18 lakásában 35 napos mérések folytak meghatározva a háztartási hulladék anyag- és elemforgalmát, a vizelet, fekália, öblítővíz, fürdő/mosóvíz, biológiailag lebomló konyhai és kerti hulladékok összetételét, mennyiségeit. A háztartások által kibocsátott szennyvíz a vizelet, fekália és a felhasznált vizek keveréke, mely egy szennyvízcsatornába kerül. A mennyisége kb. 59 m<sup>3</sup>/fő.

A vizelet-elkülönítő WC külön gyűjti a vizeletet, mely a növényi tápelemek fő rakára. Ha az összes exkrementum visszajutna a termőföldekre, az NPK 75-85%-a erőforrásként hasznosulna ahelyett, hogy potenciális környezetszennyezővé válna. Az említett 59 m<sup>3</sup> szennyvíz mennyiségből 40 m<sup>3</sup>-t a háztartásban felhasznált vezetékes víz adja. Ezekben a vizekben van a N 8, P 15, K 37%-a és a nehézfémek nagyrésze. Utób-

biak koncentrációja kicsi az ürülékben. Az elfogyasztott étellel, vízzel és belélegzéssel bekerült Pb, Hg, Cd 90%-a a fekáliában dúsul.

Skandináviában, Németországban és az USA-ban teret hódít a komposztárnyékszek, mely a konyhai és a kerti szerves hulladékkal együtt a vizeletet és a fekált is komposztálja. Az épület különböző szintjein található árnyékszékek rácsatlakoznak egyazon rendszerre, mely a pincében elhelyezett komposztartályokba torkollik. A komposztot 2 éves erjedést követően évente eltávolítják. Ilyen berendezéseket középületekben és családiházakba szerelnek. Működtetésük sem vizet, sem csatornaházlózatot nem igényel.

A fekália-N kb. 50%-a vízzeloldható, a másik fele a szervesanyagokba és a baktériumokba épült N. A fekál-P nagyobb része ugyanakkor a Ca-hoz kötődik, ezért műtrágya-egyenértékű lehet. Kisebbsége azonban a szervesanyagba és a mikroorganizmusokba épült. Nem jelentős mennyiségben kimutatható szabad foszfátion is. A hagyományos vízöblítéses WC mintegy 6 liter vizet használ öblítésenként. A vizelet-elkülönítő WC vizeletkor 0,1 liter, székeléskor 6-7 liter öblítővizet igényel. Ahhoz, hogy száraz, teljesértékű fekáliához jussunk, szükséges a vizelet elkülönítése. Az elkülönítéssel csökken a fekália tömege és bűze, illetve mindkét frakció kezelhetőbbé válik. Lehetséges a fekál „száraz” kezelése öblítővíz nélkül, de a száraz WC a legtöbb embernek elfogadhatatlan. Ilyen rendszerben a vizelet, fekál és a háztartási vizek (szürke víz, a greywater) teljesen elkülönül és helyben, kiskertben hasznosulhat. A vizelet közvetlenül talajba juttatható, míg a fekál a kerti és a konyhai biológiailag lebomló hulladékkal komposztálható (Vinneras 2002, Vinneras és Jönsson 2002).

Ahányszor csak elindítjuk a vízöblítést azt gondolván hogy higiénikusan cselekszünk, valójában a kozmikus törvények ellen vétünk. Ha hulladékunk megsemmisül és a folyókat, tavakat, tengereket szennyezzük ahelyett, hogy az humusszá alakulna, elveszítjük jogunkat arra hogy jelen lehessünk a Földön. Civilizációnk elvérzik a körforgás eszelős megszakitása által. Nincs hulladék. Hulladék nem létezik. Humo-humusz-humanitás összetartozó fogalmak. A bécsi festőművész *Hundertwasser* 1979-ben ilyen lírai módon magasztalta az emberi exkrementumot és méltatta jelentőségét (In: Pieper 1987).

Nem tudni meddig engedhetjük meg magunknak a WC (water closet, vízöblítéses illemhely) luxusát. A víz egyre értékesebb, a vízhiány világméretű probléma. Túlságosan nagy kincs ahhoz, hogy ilyen méretekben ilyen célokra használjuk. Amióta az angol WC 100 éve elterjedt, alapjában véve nem változott. A 60 millió német naponta 5-ször öblít átlagosan 3 milliárd liter ivóvizet elszennyezve. Ezt a luxust hamarosan egyetlen ország sem engedheti meg magának. Pieper (1987) utal a Capital c. folyóirat nyomán a salakanyagaink eltávolításainak lehetséges módszereire. Az anyagot

- összepréselik, kiszáritják, forró levegővel sterilizálják és trágyaként hasznosítják. Alapberuházás 900 DM, napi költségek 32-64 pfennig.
- egy automata műanyag tölcserbe préseli, zacskózza, lezárja elszállításig. Alapberuházás 1002 DM, üzemeltetési költség 13 pfennig adagonként
- mélyhűtő rendszer szagmentesen -20°C-on lefagyasztja. Az ülőkét elektromos vezeték melegíti. Alapberuházás 1200 DM, napi üzemeltetési költség kb. 10 pfennig
- egy elektromos égő steril porrá alakítja, a légszűrő szagtalanít. Beruházási költség 2080 DM, napi üzemeltetési költség 19 pfennig.

Eddig főként csak a skandináv országokban történtek ilyen fejlesztések. Az ivóvizet, sőt a háztartási szennyvizet (szürke víz) is el kell különíteni a fekáliától. Az enyhén

szennyezett szürke vizet pl. nem volna szabad közös szennyvízcsatornába engedve az ipari szennyvízzel együtt kezelni. A helybeni tisztítása és többszöri újrafelhasználása technikailag megoldható lakáson belül. Hasonlóképpen szelektíven gyűjtjük a szilárd hulladékot és újrahasznosítjuk. Elkerülendő az egységes vizesblokk, amikor a mosdó, WC, zuhanyzó egyetlen lefolyóba torkollik.

Az újabb közlekedési eszközökön (repülőgép, vonat stb. ) dívik a vákumtoalett, terjednek a mobil vegyi WC kabinok. Itt újra és újra ugyanaz a vízfolyadék áramlik át rajta. London méretű város évente 100 milliárd litervizet spórolhatna ilyen szerkezetekkel. Nem is szólva a fekáliában foglalt növényi tápanyagok értékéről, melyek a vizet/talajt szennyezhetik. Ezt ma a civilizáció hatalmas vívmányának tartjuk. Kína sűrűn lakott vidékein a fekáltrágya kereskedelme ma is fennáll. A trágya a földekre kerül, ez önszép érdeke. Esetleg biogázüzembe kerülhet a falvak tüzelőhiányának pótlására.

## 9. Szerves trágyaszerek hatása a talajéletre

A fejezet összeállításában alapvetően *Anton Attila és munkatársai* anyagaira támaszkodtunk (*Anton és Simon 1999, Anton és Máthéné 2005, Anton és Németh 2006, Bíró 1999, stb.*). Napjainkban az antropogén eredetű szennyvizek és a szennyvíziszapok talajra kifejtett hatása komolyan fenyegeti természeti környezetünk állapotát. Megoldásra vár a csatornázott városi szennyvizek megfelelő tisztítása, mivel itt a legnagyobb a veszélye az ipari tevékenység során szennyvízbe kerülő toxikus mikroszennyeződések talajba jutásának. Magyarországon az elvezetett szennyvizek kb. 2/3-a esik át valamilyen tisztítási eljárás előtt a befogadókba kerül. A tisztítási eljárások egy részét az alacsony hatásfokú úgynevezett részisztítás teszi ki, azaz a rácsszűrés és néhány napos üleptetés. A modern biológiai tisztító berendezések a képződő szennyvíznek azonban egyre nagyobb részét képesek feldolgozni.

A szennyvizek, valamint a szennyvíziszapok kolloidális méretű szerves komponenseket tartalmaznak, melyek a talajba kerülve megnövelik a talajrendszer aktív felületét, ahol a mikrobiális folyamatok végbemennek. Mivel a szennyvizek iszapjai kolloidális méretük mellett szerves és szervetlen tápanyagforrásokban igen gazdagok, optimális feltételeket biztosítanak a mikroorganizmusok szaporodásához. A fentiekkel magyarázható az a tény, hogy a szennyvízes öntözés és a szennyvíziszapos trágyázás jelentős terméshozadékot eredményez és igen intenzív talajbiológiai tevékenységet vált ki. Ugyanakkor a szennyvizek és iszapok eredetüktől függően, igen jelentős talajszennyező tényezők lehetnek, mind a szerves, mind pedig a szervetlen toxikus anyagok vonatkozásában. Az utóbbi esetben a különböző toxikus fémek feldúsulása jelent potenciális veszélyt, míg a szerves szennyező anyagok kőolaj- és festékmарadányokból, növényvédő szer maradványokból, háztartási tisztítószer és élelmiszeripari adalékanyag maradványokból tevődnek össze. A klórozott szénhidrogének jelentős mennyiségben fordulnak elő a szennyvizek iszapmintáiban, s perzisztenciájuk igen nagyfokú.

Időnként nagy tömegben kerülnek a talajba különböző idegen mikroorganizmusok, az emberi és állati bélcsatorna természetes lakói, valamint különböző állati és humánpatogén fajok. Ilyeneket tartalmazhatnak a kommunális szennyvizek és azok iszapjai, az állattartó üzemek hígtrágyái, és az istállótrágya is. Normális körülmények között, mivel a talajban nincsenek meg létezésük alapfeltételei a talajmikrobák kiszorítják onnan őket, és hosszabb-rövidebb idő elteltével teljesen eltűnnek a talajból. Meg-



semmisülésük időtartama részben az ökológiai feltételektől, részben pedig a talajidegen mikrobák fiziológiai és biokémiai sajátosságaitól függ. Így pl. a spórás fajok hosszabb időn át fennmaradnak, mint azok, amelyek ezzel a perzisztens formával nem rendelkeznek. Legnagyobb tömegben a különböző fekáliás eredetű fajok jutnak a talajba, a coli-csoport tagjai, valamint különböző bélcsatorna kórokozók, így a *Salmonella*, *Shigella*, *Klebsiella* és más fajok. A vizsgálati adatok azt mutatják, hogy az ide tartozó fajok pusztulnak el a leggyorsabban. Túlnyomó többségük már az istállótrágya-kezelés és a szennyvíziszap rothasztás, komposztálás során megsemmisül.

Külföldi vizsgálati eredmények azt mutatták, hogy amennyiben mesterségesen fertőztek különböző talajokat ilyen enterális mikrobákkal, teljes eltűnésük 2 és 6 hónap között volt. Jóval tovább, esetleg 1-2 éven át megmaradtak aktív állapotban a különböző patogén *Mycobacterium* fajok, a tuberkulózis, lepra és más súlyos betegségek kiváltói. Ugyanakkor a vizsgált nagyszámú természetes talajminta közel 50%-ából rendszeresen kimutattak különböző patogén *Clostridium* fajokat, amelyek mint ismeretes, a tetanusz, a lépfene, a botulizmus és más súlyos betegségek kiváltói. A *Clostridium* fajok spórás szervezetek, és ilyen állapotban hosszú időn keresztül veszélyt jelenthetnek humán- és állategészségügyi szempontból.

A talaj szennyvíziszapos és fekáliás terhelésének a legjobb indikátora a termofil baktériumok feldúsulása. Mind a szennyvíziszap rothasztása, mind pedig az istállótrágya erjesztése során az anaerob cellulózbontó és a fehérjeanyagot rothasztó spórás baktériumfajok nagy tömegben kerülnek a szántóföldre, ahol hosszú időn át előfordulnak. A talajba kerülő kommunális eredetű szennyeződések nagy mennyiségben tartalmaznak különféle, jelentős nitrogéntartalmú szerves vegyületeket. Közülük a fehérjének és összetevőiknek (pepton, tripton, aminosavak), valamint a karbamidnak van alapvető jelentősége. A fehérjeszerű anyagok elbontásában sok mikroorganizmus vesz részt, a folyamat végtermékeként ammónia képződik. Ezért is hívjuk a fehérjék mikrobiológiai lebontását *ammonifikációnak*. A baktériumok közül a csillóval rendelkező *Bacillus* génuszhoz tartozó fajok (*Bacillus subtilis*, *Bacillus mycoides*, *Bacillus cereus* stb.), valamint egyes *Pseudomonas* fajok viszik a meghatározó szerepet a lebontás során. A *Bacillus* génuszhoz tartozó fajok arányának a növekedése a talajmikroflórán belül kommunális vagy ipari eredetű szennyeződésekkel való terhelés indikátora lehet.

A nitrogénvegyületek átalakításának következő szakasza a nitrifikáció (ammóniaoxidáció nitráttá), amelyet a *Nitrosomonas* és *Nitrobacter* génuszokhoz tartozó baktériumok végeznek. Amennyiben a talaj terhelése nagy nitrogéntartalmú anyagokkal meghaladja az optimumot, az ammonifikáció és nitrifikáció között megbomlik az összhang, a nitrifikáló baktériumok nem képesek oxidálni az ammóniát, és a fölös ammónia a levegőbe távozik, illetve kisebb részben kimosódhat. Az ammónia veszteséget lényeges mértékben befolyásolják a talajsajátosságok is. Nem mentes a problémáktól az az állapot sem, amikor a két folyamat harmonikusan megy végbe. Nagy szennyvízdózisok alkalmazásakor képződő nagy mennyiségű nitrátot a növények nem képesek felvenni, ezért az a csapadékkal együtt a mélyebb rétegekbe mosódik, és a talajvízbe kerül. A talajvíz szennyezése nitráttal környezetvédelmi jelentőségű, és súlyos problémákat okozhat az ivóvíz-ellátásban.

A fentiekből következik, hogy elsősorban szennyvizekkel túlterhelt talajoknál fontos szerepe lehet a *denitrifikációnak*, amely a nitrátok gázalakú nitrogénné való redukálását jelenti. A denitrifikáció mértéke függ a talajtípustól, az aerációs (átszellőzési)

viszonyoktól, valamint a két vegyértékű vas jelenlététől. Míg az oxigén jelenléte kedvezőtlenül, addig a  $\text{Fe}^{2+}$ -ion pozitív irányban befolyásolja a denitrifikációs folyamatokat. A szennyvizek és iszapjaik lebomlásánál a környezet szennyező tulajdonságának kiküszöbölésénél, az ammonifikáció, nitrifikáció és denitrifikáció közötti összhang biztosítása alapvető jelentőségű. A szennyvizek és iszapjaik eltérő mennyiségben tartalmaznak különböző szénhidrátokat. A keményítőgyári és sörgyári iszapoknál a keményítő és dextrin tartalom jelentős, míg a papírgyári és kommunális szennyvizek iszapjai elsősorban cellulózt tartalmaznak számottevő mennyiségben. A cellulóz elbomlását a természetben a mikroorganizmusok széles skálája végzi. Mind az aerob, mind az anaerob mikroorganizmusok között sok olyan faj ismeretes, mely ezt a természetben igen elterjedt polimer vegyületet képes degradálni. Az aerob cellulózbontás végtermékei a széndioxid és a víz, míg az anaerob viszonyok között különböző gázok, elsősorban metán és hidrogén, valamint szerves savak képződnek a cellulózbontás produktumaként. A települési szennyvizek iszapjainak hasznosításánál távlatilag számításba jöhet az éghető gázok (metán) kierjesztése energianyerés céljából.

A szennyvíziszappal trágyázott táblákon ipari és takarmánynövényeket termesztene (pl. nyárfa ültetvény, kender, napraforgó, cukorrépa, takarmánybúza, szemes- és silókukorica). A közvetlen emberi fogyasztású zöldségnövények szennyvíziszappal nem trágyázhatók. A nagy iszapmennyiségek szállítása és kijuttatása igen költséges, csak a tisztítómű közvetlen közelében való felhasználásuk tűnik gazdaságosnak. A szennyvízzel és szennyvíziszappal kijuttatott nehézfémek megengedett mennyiségeit hazánkban rendelet szabályozza. A szennyvizek és iszapjaik hasznosításnál a feladat kettő, egyrészt lehetővé kell tenni az ott felhalmozott növényi tápanyagok mezőgazdasági hasznosítását, másrészt meg kell akadályozni a talaj és a környezet elszennyeződését. A szennyező anyagok elbontása, valamint a talajidegen mikroorganizmusok kiszorítása csak akkor lehetséges, ha a terhelt talajokban végbemenő biológiai folyamatokat ismerjük, s céljainknak megfelelően irányítani tudjuk.

A kommunális (települési szilárd) hulladékok elhelyezése úgynevezett hulladéklerakó-helyeken történik. Bár környezetvédelmi szempontból előnyösebb (lerakás helyett) a szelektív hulladékgyűjtéssel kapcsolt újrahasznosítási és ártalmatlanítási megsemmisítési technológiák alkalmazása, ezen eljárások széleskörű elterjedéséig a települési szilárd hulladéklerakókat az egyik leggyakoribb (potenciális) talajszennyező forrásként kell tekintenünk. A kommunális hulladék-lerakóhelyek környezetszennyezése egyrészt függ a hulladékok összetételétől, az azt alkotó komponensek koncentráció és oldhatósági viszonyaitól, másrészt azokról a körülményektől, amelyek a szennyeződés terjedését befolyásolják.

A szilárd, kommunális hulladékok jelentős mennyiségben (30-50%) tartalmaznak szerves anyagokat, amelyek anaerob (oxigénmentes) bomlása során nagy metántartalmú úgynevezett biogázok képződnek, míg aerob (oxigén jelenlétében történő) bomlás esetén  $\text{CO}_2$  és  $\text{H}_2\text{O}$  a folyamat végterméke. Mindkét esetben jelentősebb mennyiségű ammónia képződésével is számolni kell, mely a hulladékfázisban biológiai úton nitráttá oxidálódva is szennyezheti a környezetet. Változó koncentrációban tartalmaznak a települési szilárd hulladékok különböző (nehéz)fémeket is, melyek mobilizálható illetve oldható frakciója szintén környezetszennyező komponensként jelentkezhet.

A kommunális hulladékból származó szerves és szerves szennyezők a felszín alatti vizeket és a talajt elsősorban a víznek, mint szállító közegnek a közvetítésével szennyezik. A víz részben a hulladék saját nedvességtartalmából, illetve a szerves

anyagok bomlásából, részben a csapadékvízből származó *csurgalékvíz*, részben pedig – hibás, helytelen hulladéklerakás esetén – a felszín alatti talajvíz. Utóbbi esetben a lerakott hulladék egy része állandóan a talajvízszint alatt van, megteremtve a fokozott kilúgódás lehetőségét. Fentiekből következik, hogy a káros hatások elleni védelem alapja a hulladéklerakó-helyek kijelölésénél a megfelelő talaj- és talajvízvédelmi szempontok érvényesítése. Hulladéklerakó nem helyezhető el erózióveszélyes, karsztos, természetvédelmi és talajvédelmi területen, továbbá vízmű illetve potenciális vízbázis területén. A kommunális hulladéklerakók létesítése környezeti hatástanulmány készítéséhez kötött, ebben vizsgálni kell a tervezett lerakóhely geológiai, hidrogeológiai, talajtani stb. adottságait, a terület környezet érzékenységét, sérülékenységét.

## Szennyvizek, komposztok, hulladékok, mint trágyaszerek

### Bevezetés és irodalmi áttekintés

Hazánkban a *KSH* és a *KVM* korábbi adatai szerint összesen évente mintegy 80–90 millió tonna hulladék képződik, melynek csupán 3–5%-a minősül veszélyesnek. Az ipari eredetű hulladék aránya csökken, a kommunálisé növekszik. „Miközben a lakosság 96–98%-a közműves vízzel ellátott területen él, addig a csatornázott területen élő lakosok becsült számaránya csak 57% volt 2002-ben. A szennyvizek jelentős részét nem, vagy nem kielégítő mértékben tisztítják. A szennyvíztisztítás során keletkező iszapok kezelése, ártalommentes elhelyezése általában nem megoldott” (*KSH, 2003a*). Az EU irányelveit és a hazai környezetvédelmi előírásokat figyelembe véve a csatornázottság nőni fog a jövőben. Növekvő mennyiségű települési szennyvíziszappal kell számolnunk és biztosítani kell a szélesebb körű mezőgazdasági elhelyezést, elkerülve az esetleges talajszennyezést (*Vermes, 1998; Izáki, 2000*).

Az EU irányelvei alapján a tagországokban a 2000. év végére a 15 ezernél, a 2005. év végére a 2 ezernél nagyobb lakos-egyenértékű településeken meg kell oldani a szennyvíz elvezetését és tisztítását. Magyarországon e feladatokat 2010-ig kell teljesíteni. A csatornázottságot 60–65%-ra szükséges növelni, miközben minden közcsatornán élővízbe vezetett szennyvizet legalább biológiailag tisztítani kell. Az érzékeny, kiemelkedően védett vizek (tavak, tározók, holtágak, kis vízhozamú befogadók) nitrát- és foszfáatterhelésének csökkentése érdekében harmadik fokozatú szennyvíztisztítás is előírt az érintett területeken a mechanikai 1. fokozatú és a biológiai 2. fokozatú tisztításon túl (*KSH, 2003a,b*).

Újrahasznosíthatók azok a káros anyagokkal nem terhelt kommunális és ipari eredetű szennyvizek és szennyvíziszapok, mezőgazdasági és élelmiszeripari melléktermékek, melyek a talajba kerülve lassú lebomlásuk és átalakulásuk során értékes tápanyagforrásokká vagy talajjavító anyagokká válnak. Hasznosíthatóságuk akadálya az esetleges nemkívánatos összetétel, nehézfém- és toxikus elemtartalom. Éppen ezért minden országban szigorúan engedélyhez kötik és szabályozzák a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználását. Az irányelvek megszabják a hulladékban (szennyvízben, -iszapban) megengedett maximális elemtartalmat, az évente kiadható mennyiséget és az összes terhelést. Vagyis azt, hogy az iszapok ismételt felhasználásával, az évek során maximálisan mekkora koncentráció alakulhat ki a talajban (*Sauerbeck, 1985*).

Különös figyelmet érdemelnek az állati eredetű veszélyes hulladékok, melyek mennyisége hazánkban 300–400 ezer t/év. Ebből 80–90% vágóhídi, húsfeldolgozási és bőripari hulladék, míg 10–20%-ot tehet ki az elhullott állati tetem. Korábban a vágóhídi/húsfeldolgozási hulladék nagyobb részét feldolgozták takarmány hús-lisztté és ipari zsírt gyártottak. Lerakásra mindössze 50–60 ezer t került évente. A BSE betegség fellépését követően szigorúbb EU szabályozás lépett életbe, megtiltva a húslisztek állati takarmányként való felhasználását. Alternatívaként a komposztálás, a szerves trágyaként való alkalmazás került előtérbe. Annál is inkább, mivel a lerakás lehetőségei is beszűkültek, az égetés pedig körülményes, költséges és környezetszennyező eljárás (Izsáki, 2000; Vermes, 2003; Uri, 2007).

A komposztálás vagy egyéb kezelés nyomán a húsiipari vállalatok vágási és feldolgozási hulladékaival együtt a húsiipari szennyvizek és szennyvíziszapok is hasznosíthatókká válhatnak (Kiss *et al.* 2001). Továbbá az ipari folyamatok során is nagy mennyiségben keletkeznek hulladékok, melyeket komposztálva trágyaként vagy talajjavító anyagként hasznosíthat a mezőgazdaság. Felhasználásuk azonban nem problémamentes, illetve ellentmondásos. Pozitív hatásként említhető a talajok szerkezetének, szervesanyag- és tápelemkészletének, biológiai aktivitásának javulása. Kockázatot jelenthet az ilyen trágyaszerek kiegyensúlyozatlan elemösszetétele, a tápelemek egyoldalú talajbani akkumulációja, esetenként a szerves- és ásványi szennyezők felhalmozódása, patogének terjedése, vízszennyezés (Vetterlein és Hüttl 1996; Seaker és Sopper 1988 a, b; Häni *et al.* 1996).

A felhasználásra alkalmas élelmiszeripari, húsiipari komposztoknál az egyszerű adagokat általában a N-tartalom limitálja, nem pedig a jelentéktelen nehézfém-tartalom. Az összes N-készlet lassan, több év alatt hasznosulhat, ahogy a szervesanyag lebomlása végbemegy (Kádár & Morvai, 2007, 2008; Ragályi & Kádár, 2008). Sajnos kevés adattal rendelkezünk a különböző komposztok és szennyvíziszapok tápelem-szolgáltató képességéről eltérő talajtani, éghajlati és gazdálkodási viszonyok között. Keletkezésükből eredően a hulladék komposztok gazdagok lehetnek N, P, K, valamint a mésztejes és vassókkal végzett stabilizálás miatt Ca és Fe elemekben. A mikroelem készletük nagyságrendekkel különbözhet. Ami a talajfizikai tulajdonságokat illeti, Tester (1990) 0, 60, 120, 240 t/ha sz. a. leszántása után 5 évvel tapasztalta a művelési ellenállás, a kötöttség csökkenését. Martens *et al.* (1992) 0, 40, 80, 120 t/ha sz. a. komposztot alkalmazott 2 évenkénti leszántással 12 éven át. Eredményei szerint 30 %-kal javult az aggregát stabilitás és nőtt a földigiliszták száma.

Általában kedvezően alakul a növényborítás, nő a termés. A szervesanyag lebomlása azonban lassú, a komposztok lassú hatású N-forrásnak tekinthetők. Serna és Pomares (1992) közlése szerint pl. 1-2 év után is csak a szervesanyag 5-10 %-a ásványosodott. Más szerzők arra utalnak, hogy bár a szervesanyag mineralizációja lassú, azonban az extrém nagy talajterhelés nyomán jelentős mérvű  $\text{NO}_3\text{-N}$  kilúgzás állhat elő jól szellőző talajokban. Különösen az első években, melyet a talajvizsgálatok is igazolnak. Az ásványi elemek nagyobb része mint a P, K, Ca, stb. szintén jól felvehető lehetnek a növények számára (Boyle és Paul 1989 a, b; Sommer és Marschner 1986, Diez 1982).

Pomares-García és Pratt (1978) a hagyományos istállótrágyát és az ipari/városi szennyvíziszap komposztot hasonlította össze mint N-forrást. Az istállótrágya pH-ja 8,7; a N%-a 1,53; C/N aránya 13;  $(\text{NO}_3\text{+NH}_4)\text{-N}$  tartalma 27 mg/kg; P 0,23%; K 0,97%; Ca 0,83%; Mg 0,34%; Na 0,17%; S 0,23%; Cl 0,67%; Mn 169 mg/kg, Fe

0,36%; Zn 57 mg/kg, Cu 8 mg/kg mennyiséget tett ki. Ezzel szemben az iszapkomposzt 6,0 pH; 4,16% N; 8 C/N arány; 1535 mg/kg ( $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ )-N; 1,28% P; 0,10% K; 1,35% Ca; 0,38% Fe; 866 mg/kg Zn és 486 mg/kg Cu összetételt mutatott. Az iszap komposzt tehát rendkívül gazdagnak bizonyult összes és ásványi N-ben szűk C/N aránnyal, valamint P, Ca, Zn és Cu elemekben. Tenyészedény kísérletben 2,5 hónap után az istállótrágyának kerekén 4%-a, míg az iszapkomposztnak 17%-a ásványosodott.

*Juste és Mench (1992)* cikke áttekintést ad az ismertebb szennyvíziszap tartamkísérletekről. Az adagok esetenként elérik a 200-700 t/ha sz.a. mennyiséget, míg a fémterhelés maximumai az alábbi értékeket ha-ra vetítve: 641 kg Cd, 864 kg Cu, 936 kg Pb, 1180 kg Cr, 1337 kg Ni, 4937 kg Zn, 5679 kg Mn. A szennyvíziszapok ártalommentes elhelyezésének feltételeit az 1970-es évek eleje óta hazánkban is kiterjedten vizsgálják. Magyarországon mintegy 400 különböző méretű szennyvíztisztító telep működik, a keletkezett iszap 70-80%-át  $\text{FeCl}_3$ -os és  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -os kondicionálás, rothasztás, víztelenítés után a mezőgazdaságban hasznosítják. Az iszappal trágyázott táblákon ipari és kapás növényeket termesztene, melyek közvetlen emberi fogyasztásra nem kerülnek (*Vermes 1989, 1998, 2003, Vermes és Szilávik 1982*).

*Varanka és munkatársai (1976)* USA-ban Chicago város iszapjával végeztek tartamkísérletet 6 éven át. Ezalatt összesen 0, 92, 184, 369 t/ha sz. a. leszántására került sor kukorica monokultúrában. A kezelt talajban megkétszereződött az összes C és N, valamint több mint négyszeresére nőtt a P készlete és számos nehézfém mennyisége. A bevitt szervesanyag közel fele bomlott el, a visszamaradó szervesanyag frakciókban ugyanakkor többszörösére nőtt a biológiai lebomlásnak ellenállóbb zsírok, gyanták és olajok aránya. A mikroba populáció összetétele és aktivitása azonban érdemben nem változott.

*Debreczeni és Izsáki (1985)* karbonátos humuszos homok és csernozjom réti talajjal állított be tenyészedény-kísérletet 1982-ben és 1983-ban, ahol a maximális iszapterhelés a talaj 12%-át tette ki szárazanyagra vetítve, mely 1640 t/ha 33% sz.a. tartalmú friss iszapkihelyezésének minősülne szántóföldön. Iszapban a Cr 1,35%-ot ért el a sz.a.-ban. Szerzők szerint az 1,5% sz.a. iszaptartalom a talaj termékenységét növelte. A mustár viszonylag érzékeny, míg a kukorica és a napraforgó nem érzékeny a talajterhelésre. A tavaszi árpa átmeneti helyet képvisel. A bőrgyári iszapkezeléssel nőtt a Na, Fe, Mn, Ca Mg, Cu és mérsékelten a Cr tartalom is a növényekben.

Szerzők karbonátos humuszos homokon 1981-85 között szabadföldi terhelési kísérletet is beállítottak víztelenített szennyvíziszappal, 60 és 120 t/ha adaggal, mely 876 és 1572 kg/ha Cr-terhelésnek felelt meg. A 4 évre tervezett 120 t/ha kezelés az első évben terméscsökkenést okozott a 60 t/ha adaghoz képest a tavaszi árpában. Későbbiekben ez a kedvező utóhatás elérte a 135 kg/ha/év N-műtrágyázással nyert termésszinteket, a növények Cr-felvétele érdemben nem változott. *Izsáki és Debreczeni (1987, 1989)* arra a következtetésre jut, hogy: „.. a bőrgyári szennyvíziszap szerves trágyaanyagként hasznosítható és tápanyag-gazdálkodási szempontból a kalászos gabonák egyszeri adagja homoktalajokon 15-20 t/ha iszap szárazanyag lehet”.

A vágóhídi trágyaszerek lassú hatású szerves trágyának minősülnek annak ellenére, hogy a C/N arányuk igen szűk, 5–8 közötti. A talajban 3–4 év alatt lényegében lebomló érett istállótrágya C/N aránya átlagosan 20 körüli. A vágóhídi hulladékok akár több százalék zsírt tartalmazhatnak. Ez a szénforrás más minőséget képvisel a könnyen bomló fehérjékkel szemben. A zsírok lebontásáért felelős mikroszervezetek működését elő kell mozdítani komposztáláskor. Eltekintve természetesen azon hulladé-

koktól, amelyekből gazdaságos eljárással kivonható a zsír és az takarmány-adalékként vagy ipari zsírként hasznosítható (Alexa & Déry, 2001; Carter & Tibbett, 2006; Izsáki, 2000).

Természetes körülmények között a zsírbontás első szakaszában a trigliceridek hidrolízisét a lipázok végzik, melynek eredményeképpen glicerín és zsírsavak (az észterezésben résztvevő karbonsavak) keletkeznek. A glicerín kiváló szénforrás a talaj mikro-szervezetei, főként a sztreptomicészek számára. A zsírsavak bomlása lassú. A folyamat során intermediereként keto- és oxisavak keletkeznek, végül tovább oxidálódnak széndioxidra és vízre. Habár néhány hulladék-összetevő (úgy mint a csont, toll és szőr) csak nehezen bomlik, megfelelő kezelés és őrlés után általában 6–12 hónap alatt degradálódnak. A sok zsír technikai problémát jelenthet komposztáláskor, amennyiben a nagyobb hőmérsékleten megolvad és a pórusokat kitöltve gátolhatja az oxigén penetrációját (Kiss et al., 2001).

Laboratóriumi modellkísérletekben végzett vizsgálatok szerint a zsíros hulladékok bomlásához kedvező szerkezet biztosítható már 1:0,5 hulladék:szalma arány tökéletes elkeverésével, 30–40% szárazanyag-tartalom mellett. Megfelelő homogenizálással a nemkívánt rögek kialakulásának veszélye elkerülhető, mely szerkezet nélküli anaerob állapotot jelent nagy zsír- és nedvesség-koncentrációval. Optimális körülmények között a komposztban található szerves anyag és zsír akár 80%-a is elbomlott 40 nap alatt. Ez azért fontos, mert a hulladékok szűk C/N aránya miatt igen nagy tömegű szalmaadalékokat kellene (pl. 1:6 hulladék:szalma arány) felhasználni a szénforrás pótlására, mely üzemi szinten elfogadhatatlan volna (Cserhádi et al., 2006).

Amikor a húsipari hulladékokat (mint a húsos és csontos használhatatlan részeket) fertőtlenítő kezelések után szárítják és darálják, csontos húsliszteket kapnak. Az angol nyelvű szakirodalomban a termék rövid jele MBM (meat and bone meal). Miután a szivacsos agyvelőgyulladás több országban is előfordult, az Európai Unió korlátozta az állati melléktermékek, a fehérje vagy húsliszt takarmányként való felhasználását. A korlátozások 2001 óta hazánkra is érvényesek, ebből adódóan előtérbe került a csontos húslisztek trágyaszerként való hasznosítása, illetve égetése energianyerésre. Az égetés azonban körülményes, költséges és környezetszennyező eljárás lehet (Izsáki 2000, Vermes 2003).

Norvégiában végzett tenyészedény és szabadföldi kísérletek eredményei arra utaltak, hogy a csontos húsliszt 1-2 t/ha adagban alkalmazva gyorsan elbomlik és N-készletének akár 80%-a hasznosulhat már az első évben (Jeng et al. 2004, 2006). Svédországban a csontos húsliszt, hígtrágya és a karbamid hatását hasonlították össze. A szabadföldi kísérletet tápanyagszegény homokos vályog és vályog talajon végezték. A tavaszi búza termését és N-tartalmát a csontos húsliszt és a karbamid hasonló eséllyel növelték, mint gyorsan ható N-források. A hígtrágya hatása mérsékelt maradt (Salomonsson et al. 1994, 1995).

Egyes vélemények szerint a bőrgyári iszapot termőföldön szerves trágyaként felhasználhatjuk, mert az a talaj tulajdonságait kedvezőtlenül nem befolyásolja. A kiugróan nagy Cr-tartalom nem jelent veszélyt. Wickliff és Volk (1982) kísérletében a talaj Cr-készletét nagyságrenddel növelték 450 mg/kg értékre, de az oldható Cr-tartalom nem változott. Keefer et al. (1979) megállapította, hogy a bőrgyári iszappal létrehozott 357 mg/kg Cr-terhelés érdemben nem módosította a kukorica Cr-tartalmát, a Cr nincs felvehető formában az iszapban. Kick és Braun (1977) arra a következtetésre jut, hogy savanyú homoktalajon 500 mg/kg Cr-tartalom felett, míg karbonátos kötöttebb talajo-

kon 1000 mg/kg Cr-terhelést meghaladóan csökkenhet a búza és a rozs termése bór-gyári iszapokkal történő trágyázáskor. A szemtermés Cr-tartalma azonban ekkor sem módosul.

A Magyarországon érvényes szabályozást az újabb, 8/2001. (I. 26.) FVM rendelet, a 49/2001. (IV. 3.) és az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet, a korábbi MÉM (1990) Ágaza-ti Irányelv és a kommunális szennyvíziszapból készült komposztok vizsgálatáról szóló MSZ-10-509. szabvány foglalja össze. Az ásványi szennyezők maximális koncentrációi-ra és a talajterhelésre vonatkozó határértékek a 80. táblázatban tekinthetők át.

80. táblázat. Engedélyezett szennyezettségi, ill. terhelhetőségi határértékek szennyvíz-iszap-kihelyezésnél termőföldön: 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet

Elem jele	Iszapokban mg/kg sza.	Kijuttatható kg/ha/év	Talajban max. mg/kg sza.	Szennyezetlen* talaj mg/kg sza.
Zn	2500	30	200	100
Cu	1000	10	75	30
Σ Cr	1000	10	75	30
Pb	750	10	100	25
Ni	200	2	40	25
Se	100	1	1	0,1
As	75	0,5	15	10
Co	50	0,5	30	15
Mo	20	0,2	7	3
Cd	10	0,15	1	0,5
Hg	10	0,1	0,5	0,15
Cr(VI)	1	–	1	–

\* A 10/2000. (VI.2.) KöM–KHVM–FVM–EüM rendeletben megadott „A” értékek alapján

Hazánkban sajnos ezidáig nem rendelkezünk jól kézben tartott szabatos tartam-kísérletekkel, melyek alapján a szennyvíziszap-komposztok talajra és növényre gyako-rolt hosszú távú hatása megítélhető lenne. Tenyészedény-kísérletet terveztünk ezért a téma vizsgálata céljából. A tenyészedény-kísérletek előnye, hogy kevésbé költségigé-nyesek és sok kezeléssel lehet dolgozni a termőhelyek szennyezése nélkül. Kifejezetteb-bek a hatások és a növényi elemfelvétel, mert a talaj/gyökér aránya szűk, a gyökerek nem képesek túlnőni a szennyezett rétegen. Viszont nem helyettesíthetik a szabadföldi kísérleteket, hiszen az altalaj befolyását, a klimatikus és gazdálkodási viszonyokat stb. nem vehetik figyelembe.

Általában elfogadott, hogy a talajbani folyamatok akár egy nagyságrenddel rövi-debb idő alatt végbemehetnek az „érleléshez” hasonló öntözött körülmények között tenyészedényekben (szervesanyag-bomlás, tápanyag-transzformáció, mikrobiális akti-vitás). Az összefüggések feltárására, a lejátszódó folyamatok megismerésére tehát a kalmassak lehetnek.

A szennyvíziszapok összetett anyagok, általában nagy szervesanyag-készlettel. A szokásos mésztejes kezelés eredményeképpen gyakran meszesek, ebből eredően ben-nük az ásványi elemek nagy része kevésbé mobilis, sőt alkalmazásuk esetén savanyú talajokon a növényi felvétel csökkenhet is, mert a talaj pH-értéke nőhet. Egyes vélemé-nyek szerint azonban a szerves anyag lebomlása után a fémek kiszabadulhatnak, azaz egyre oldhatóbbá és a növény számára toxikussá válhatnak (Berrow & Burridge, 1980).

Mások szerint a kiszabaduló fémek kölcsönhatásba lépnek a talaj, ill. az iszap ásványi alkotóival és hidroxidokként kicsapódnak vagy oxidokban okkludálódnak. Ezzel mobilitásukat, toxicitásukat végleg elvesztik (*Lewin & Beckett, 1980*). Tartamjelleggel vizsgálható tehát, hogy a növényi felvehetőség hogyan alakul, mennyiben válhatnak az egyes szennyezők mobilissá a talajban. Elemezni szükséges az összes és az oldható frakciókat a talajban, a visszamérhetőséget is megállapítva. *McGrath (1997)* 15 szabadföldi tartamkísérlet eredményeire támaszkodva azt találta, hogy az iszappal talajba vitt elemek 65–90%-a volt kimutatható a bevitel helyén királyvizes feltárással becsült összes formában. Kilúgzás nem volt bizonyítható. A Zn, Cu, Ni, Cd, Pb és Cr elemek esetében nem figyeltek meg vertikális mozgást a talajoszlopon végzett laboratóriumi kísérletekben sem, ahol a talajokat gyakran 10 év csapadékanak megfelelő vízzel kezelték (*Gior-dano & Mortvedt, 1976; Emmerich et al., 1982; Miller et al., 1983*).

*Gigliotti és munkatársai (1966)* egy 6 éves komposzt trágyázási tartamkísérlet eredményeit ismertetik, melyet erősen meszes, kolloidszegény talajon állítottak be kukorica monokultúrában. A trágyaadag 90 t/ha/év volt, tehát a 6. év végén 540 t/ha terheléssel számoltak. A komposzt 70% szárazanyagot tartalmazott, amelyben 44% hamu, 27% szerves-C és 1,9% N volt, kereken 14 C/N aránnyal. A fémszennyezés az alábbiak adódott (mg/kg szárazanyag): Pb: 750, Zn: 647, Mn: 640, Cu: 240, Cr: 81, Ni: 52 és Cd: 5. A komposzttrágya nem növelte érdemben a kukorica fémtartalmát, viszont a termést megkétszerezte. A szerzők szerint ... „középtávon hasonló komposzttrágya alkalmazása nem jelent problémát.”

*McGrath (1984, 1997)* az ismert Woburn Market Garden szabadföldi tartamkísérletben homokos vályog, podzol talajon azt találta, hogy a kísérlet 20 éve alatt, 1942–1961 között a növényi felvétel elhanyagolható volt a terheléshez viszonyítva, mely a tized %-os mennyiségeket sem érte el. Az iszap átlagosan 2780 Zn-, 1138 Cu-, 919 Cr-, 900 Pb-, 188 Ni-, 99 Cd-koncentrációval (mg/kg szárazanyag) rendelkezett. A húsz év alatti maximális terhelés elérte a 766 t szárazanyag/ha-t, mely 2158 kg Zn-, 864 kg Cu-, kereken 700 kg Cr- és Pb-, 135 kg Ni-, 70 kg Cd- és 6 kg Mo-terhelésnek felelt meg hasonlóan. A királyvizes módszerrel becsült összes elemtartalom visszamérhetősége a 20. év végén 55–85% között ingadozott. Az iszaptrágyázást abbahagyva, újabb 20 év után a visszamérhetőség már csupán 32–42%-ot tett ki. A szerző szerint részben a talaját-hordással előálló hígulásra vezethető vissza a fémek „eltűnése” a talajból.

Legutóbb hazánkban *Uri (2007)* vizsgálta tenyészedény-kísérletekben a települési szennyvíziszapok talajra és növényre gyakorolt hatását. Az adagok 2,5 és 10 tömeg%-ot jelentettek a talajban, mely hozzávetőleg 75, ill. 300 t iszap szárazanyag/ha mennyiségnek felel meg a szántóföldön. A repce, rozs, borsó és szudáni fű növényeket átlagosan 65 napig nevelte. Megállapítása szerint a cink, kadmium és réz jelentős mértékű dúsulást jelzett  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható formában, mely a könnyű felvehetőségre utalhat. A króm viszont nagyrészt megkötődött a talajban. Az említett fémek főként a növények gyökerében akkumulálódtak. A cink és a réz dúsult ugyan a hajtásban, de ez a takarmányértéket nem veszélyeztette. Az iszaptrágya összességében növelte a talaj termékenységét, egyaránt nőtt a termés és a talaj biológiai aktivitása is. Lényegében hasonló eredményekről tudósít *Vermes (2003)*, aki mintegy 130 hazai és nemzetközi irodalmi forrásra támaszkodva átfogó szakirodalmi áttekintést nyújt a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. Taglalja az iszapok eredetét, összetételét, az iszapkezelési technológiákat, elemzi az üzemi tapasztalatokat, valamint kitér a jogi és műszaki szabályozás kérdéseire is.



## Tenyészedényes kísérletek

Hazai viszonyaink között talajaink közel fele meszes, fele többé-kevésbé savanyú kémhatású már a szántott rétegben. A talajok kémhatása mellett a talajok kötöttsége, ill. agyagtartalma és humuszkészlete is meghatározó az egyes elemek viselkedése szempontjából. A talajtulajdonságok egész komplexuma változik. Ebből adódóan más lesz az elemek megkötődése, felvehetősége, toxicitása. A kísérletes vizsgálatokat tehát legalább 4 talajváltozaton szükséges elvégezni, melyek magukban foglalják a meszes és savanyú, valamint a homokos és kötöttebb talajokat. E célból savanyú és meszes homoktalajokkal, ill. savanyú és meszes kötött talajokkal állítottunk be tenyészedény-kísérletet. Mind a négy talaj esetén egy ipari-kommunális iszappal trágyáztunk.

Jelen munkánkban választ keresünk arra, hogy a hazai szabályozásban iránymutató talajterhelési határértékek túllépése a vizsgált talajokon és kísérleti körülmények között milyen változásokat okozhat. Mennyiben mutatható ki az ásványi elemek, nehézfémek akkumulációja kémiai módszerekkel a talajban? Hogyan alakul a cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes”, valamint az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható mobilisabb vagy „felvehető” frakció mennyisége az ipari-kommunális szennyvíziszappal előálló terhelés nyomán? Felléphet-e fitotoxicitás a talajszennyezettségi határkoncentrációk drasztikus túllépésekor? Hogyan alakul a tavaszi árpa tesztnövény termése és elemösszetétele? Kiszabadulnak/hatnak-e az egyes mikroelem-szennyezők az iszappal kezelt talajból fogyasztásra alkalmatlan növényi terméket előidézve? Ezúton a Zn, Cu, Cr és Cd talaj-növény rendszerben való forgalmát mutatjuk be.

## Gödöllői ipari-kommunális szennyvíziszap vizsgálata

### 1. Anyag és módszer, a kísérletek körülményei

Az ipari-kommunális szennyvíziszapot a gödöllői szennyvíztisztító telep földmendezés iszapágyából gyűjtöttük be 1999 februárjában. A deponálás itt fél évtizeden át 1991 és 1996 között történt és mintegy 2–3 m mély iszapágyat eredményezett. Az iszap-teret rendre benövi a sás, ezért mintavétel előtt a felső 50 cm-es réteget külön letermeltük a kijelölt  $2 \times 2 = 4 \text{ m}^2$ -es mintavételi területen. A mintegy 150 kg tömegű iszapot 50–150 cm mélységből vettük ásóval és műanyag zsákokban az Intézet tenyészedényházába szállítottuk. Az iszapot árnyékos helyen kiterítve szárítottuk, a növényi gyökerektől megtisztítottuk, majd 15 mm lyukbőségű rostán 3-szor áteresztve/áttörve homogenizáltuk. A debreceni bőrgyár deponált iszapjából 60 kg-ot hoztunk be földnedves állapotban, melyet hasonló módon szárítottunk, rostáltunk és homogenizáltunk.

A kezelések 0, 2,5; 5, 10, ill. 20 g iszap/kg talaj terhelést jelentettek légszáraz tömegre számítva. Az alkalmazott 4 talajváltozat a következő termőhelyekről, ill. kísérleti telepek trágyázatlan területeinek 0–30 cm-es rétegéből származott:

- Kovárványos barna erdőtalaj, savanyú homok, Nyírlugos, Nyírség
- Meszes homoktalaj, Órbottyán, Duna–Tisza köze
- Mészlepedékes csernozjom vályogtalaj, Nagyhörcsök, Mezőföld
- Barna erdőtalaj, savanyú vályog, Gyöngyös, Mátraalja

A tenyészedény-kísérletet 20 kezeléssel (4 talaj $\times$ 5 iszapterhelés) 4 ismétlésben, 80 edénnyel állítottuk be. Az edények alul lyuggatott és tálcára helyezett 10 literes mű-

anyag vödröket jelentettek, ismétlésenként 1–1 csillére helyezve véletlen blokk elrendezésben. A vödörbe töltés előtt az egyes kezelések 4–4 ismétlésének 40–40 kg tömegű talaját betonkeverőbe mértük, hozzáadva az előírt iszapot és folyamatos nedvesítés mellett homogenizáltuk. Az iszappal kevert talajokat az első növény vetéséig egy hónapon át a letakart vödrökben érleltük. A kísérleti adatokat kéttényezős varianciaanalízissel értékeltük.

A *Jubilant* fajtájú tavaszi árpa vetése 1999, 2000 és 2001 májusában történt 3–5 cm mélyre edényenként 30 db maggal, mely megfelelt az ajánlott 500 csíra/m<sup>2</sup> vetés-normának. Az öntözést ioncserélt vízzel végeztük a növények igénye alapján. Szükség szerint a lisztharman elleni permetezésre is sor került. Az állományt bokrosodás, virágzás kezdete és aratás idején bonitáltuk fejlettségére. Betakarításra minden évben július hóban került sor a teljes föld feletti növényzet levágásával. Edényenként mértük a szem és a szalma tömegét, majd finomra őrlést követően az ásványi elemtartalmakat határoztuk meg. A kísérlet lebontásakor a talajt edényenként átrostáltuk, a nagyobb gyökereket eltávolítottuk és edényenként 20 helyről egy-egy csapott kávéskanálnyi talajt vettünk. Az így nyert átlagminta anyagát analízisre finomra daráltuk. Az iszap-terhelést évente megismételtük a kezeléseknek megfelelő iszapmennyiségek bekeverésével újranedvesítés mellett, majd az edényeket újratöltöttük és lefedve a következő növény vetéséig, tavaszig külső hőmérsékleten tároltuk, inkubáltuk.

Az iszapok, növények és talajok „összes” elemtartalmát cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> roncsolást követően határoztuk meg ICP technikát alkalmazva. A N mérése cc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás után történt az MSZ 20135 (1999) szerint a módosított Kjeldahl (1891) módszerrel. A talajok oldható elemkészletét az NH<sub>4</sub>-acetát+ EDTA-oldószerrel becsült koncentrációk jelentették Lakanen és Erviö (1971) nyomán. A pH, y<sub>1</sub>, CaCO<sub>3</sub>, humusz, kötöttség, összes só, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N vizsgálata Baranyai és munkatársai (1987) által ismertetett eljárásokkal történt.

**81. táblázat.** A tenyészedény-kísérletben felhasznált talajok főbb tulajdonságai, 1999

Vizsgált jellemzők	Nyírlugos	Örbottyán	Nagyhőrcsök	Gyöngyös
a) T-érték	3–5	6–8	30–32	40–44
b) Agyagtartalom	3–4	4–5	20–24	40–45
c) Leiszapolható	4–5	5–6	36–40	57–60
d) Kötöttség (K <sub>A</sub> )	23–25	23–25	38–40	44–46
e) Humusz %	0,5–0,8	0,6–0,8	2,6–3,0	3,0–3,5
CaCO <sub>3</sub> %	–	10–13	8–10	–
pH(H <sub>2</sub> O)	5,4–5,8	7,8–8,3	7,8–8,1	6,6–6,8
pH(KCl)	3,9–4,8	7,3–7,6	7,5–7,6	5,8–6,3

a) kation adszorpció; b) <0,002 mm; c) <0,02 mm

A 81. táblázatban a kísérletben felhasznált talajok főbb tulajdonságait tekinthetjük át a kísérlet beállításakor 1999-ben. A homoktalajok kolloidokban szegények, melyre olyan összefüggő talajparaméterek utalnak, mint a kis T-érték, agyagtartalom, leiszapolható rész, kötöttség és humuszkészlet. A nyírlugosi talaj erősen savanyú, míg az örbottyáni kifejezetten meszes, 10–13% CaCO<sub>3</sub>-tartalommal. A mészlepedékes csernozjom vályogtalaja már 30 feletti T-értékkel, 20% feletti agyagtartalommal, 36% feletti leiszapolható résszel és 38–40 kötöttségi indexszel jellemezhető, valamint közepesen meszes, 8–10% CaCO<sub>3</sub>-tartalommal. Kolloidokban leggazdagabb a gyöngyösi

barna erdőtalaj, mely enyhén savanyú agyagos vályog. A kationcserélő kapacitása és agyagkészlete nagyságrenddel haladja meg a homoktalajokét.

A talajok „összes” elemtartalmát a 82. táblázatban közöljük az elemek csökkenő koncentrációja szerinti sorrendben. Az adatokból látható, hogy általában elemekben a leggazdagabb a gyöngyösi agyagos vályog, kivéve a mészállapottal összefüggő Ca, Mg és Sr földfémeket. Az egyéb elemek tekintetében az agyagos vályog 3–6-szorosan haladja meg a homoktalajok készletét. A talajszennyezettségi határértékek megadásánál a talaj kötöttségének/kolloidkészletének agyagta és mészállapotának figyelmen kívül hagyása tehát akár nagyságrendi hibát okozhat. A Hg-, Mo- és Se-tartalom ugyanakkor mind a négy vizsgált talajon a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt.

82. táblázat. A kísérletben felhasznált talajok cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” elemtartalma a kísérlet beállításakor 1999-ben

Elem, mért. egys.						Nyírlugos	Örbottyán	Nagyhörcsök	Gyöngyös
Al	%					0,62	0,76	2,54	3,69
Fe	%					0,58	0,76	1,97	2,47
K	%					0,13	0,13	0,45	0,81
Mg	%					0,11	0,97	1,11	0,53
Ca	%					0,09	4,83	3,46	0,71
P	mg/kg					274	389	894	1088
Mn	mg/kg					205	336	699	996
Na	mg/kg					72	114	208	292
S	mg/kg					62	194	277	306
Ba	mg/kg					29	31	121	226
Zn	mg/kg					19	21	60	96
Cr	mg/kg					11	13	36	50
Sr	mg/kg					7	70	56	41
Ni	mg/kg					6	9	28	35
Pb	mg/kg					5	6	13	21
Cu	mg/kg					5	8	17	27
Co	mg/kg					3	4	10	15
B	mg/kg					3	3	15	16
As	mg/kg					0,5	1,9	2,8	2,9
Cd	µg/kg					68	134	234	485

Megjegyzés: Hg, Mo és Se általában a 0,1 mg/kg méréshatár alatt

A 83. táblázatban bemutatott NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható elemtartalmak a cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” készlethez viszonyítva általában 1–2 nagyságrenddel kisebbek. Az eredetileg *Lakanen és Erviö (1971)* által javasolt kioldás közelebb áll a növényi felvehetőséghez, ill. agronómiai és környezeti megítéléshez. Elfogadott és használatos módszer a hazai és a FAO vizsgálatokban egyaránt. Megállapítható, hogy a legtöbb elem oldható tartalma szintén nő a talajok kötöttségével. A Ca, Mg, Sr földfémek itt is a mészállapothoz köthetők. Az egyes elemek csökkenő sorrendje azonban eltér az „összes” elemtartalométól.

Itt pl. a Ca vezeti a sort. Emellett a talaj kötöttségéhez képest a nyírlugosi talaj viszonylag gazdag oldható Al, az örbottyáni talaj oldható Zn és Cu, a nagyhőrcsöki talaj oldható S és B elemekben. Utóbbi talaj viszont kötöttségéhez viszonyítva igen szegény

oldható foszforban. Az oldható elemtartalmakban nem ritka a közel nagyságrendbeli különbség a kolloidokban szegény és gazdag talajok között, mint pl. a K, Co, Ni, Mn, B és Mo elemek esetében.

**83. táblázat.** A kísérleti talajok NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható elemtartalma, 1999

Elem, mért.egys.	Nyírlugos	Órbottyán	Nagyhőresök	Gyöngyös
Ca mg/kg	483	28775	21663	4658
Fe mg/kg	80	128	50	201
Al mg/kg	59	14	37	82
K mg/kg	46	51	111	553
P mg/kg	42	63	29	299
Mn mg/kg	35	94	197	316
Mg mg/kg	35	448	425	382
Na mg/kg	17	30	28	47
Ba mg/kg	6	6	19	23
S mg/kg	4	8	39	18
Zn mg/kg	3	4	8	12
Pb mg/kg	2	3	5	8
Sr mg/kg	2	48	29	10
Cu mg/kg	1	2	3	6
Ni mg/kg	0,2	0,4	1,8	6,8
Co mg/kg	0,4	0,4	0,8	2,7
B µg/kg	50	40	1370	878
As µg/kg	87	77	99	306
Cr µg/kg	80	113	84	132
Cd µg/kg	26	70	154	318
Mo µg/kg	6	10	14	93

*Megjegyzés:* Hg és Se a kimutatási határ alatt

A szennyvíziszap 6,1 pH-értékkel rendelkezett, szárazanyagának 45%-át alkotta hamu, 35%-át szerves anyag. A NO<sub>3</sub>-N, ill. NH<sub>4</sub>-N tartalma 374, ill. 113 mg/kg, C/N arány 7–8 volt. A szokásos istállótrágyához (mint szerves trágyához) viszonyítva megállapítható, hogy a gödöllői iszap viszonylag szegény K és Na, valamint igen gazdag Ca, Al, P és Mg elemekben. Emellett kiugróan nagy a Zn-, Ba-, Cu-, Cr-, Pb-, Ni-, As-, Co-, Mo-, Se-, Cd- és Hg-készlete, mely az ipari szennyezést tükrözi. Az iszap termőföldön nem használható fel, amennyiben a Zn, Cu, Cr, Cd és Hg elemek tartalma meghaladja az 50/2001. (IV. 3.) sz. Korm. rendeletben előírtakat (84. táblázat).

Az iszapterhelés a szántott rétegre számítva 7,5–15–30–60 t/ha/év száraztömeget jelentett. A maximális 20 g sz.a./kg/év adag a tenyészedényben, azaz a 60 t/ha/év a szántott réteg 3000 t/ha tömegében 2%-ot tehet ki. Ezzel az iszappal, mely pl. 4,6% kalciumot tartalmazott sz.a.-ban, maximálisan 2760 kg Ca/ha, azaz 6,9 t/ha örlött mészkőpornak megfelelő meszező anyag is jutott a talajba. Kísérleti adataink szerint 8–10 t/ha mészkőpor leszántásával már az erősen kötött savanyú talaj mészigényét is kielégíthetjük és több évre fedezhetjük (Kádár és Holló, 2006). Az iszapkezeléssel tehát a kísérleti talajok nagyadagú meszezése is megvalósulhat.

A maximális N-terhelés elérte az 1707 kg/ha mennyiséget. Kérdés, hogy ebből mennyi válhat a növény számára felvehetővé a tenyészidő alatt? Ez a N-készlet szabad-

földön elvileg egy közepes búzatermés N-igényét akár egy évtizeden át kielégíthetné. A P-terhelés maximuma számításaink szerint 1452 kg P/ha, vagyis 3325 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha/év. Ez az óriási bevétel megkétszerezheti egy szegényebb talaj teljes eredeti/genetikai P-készletét, vagy fél évszázadon át biztosíthatná egy 6–8 t/ha gabonatermés P-igényét. Tenyészedény-kísérletekben azonban nagyságrenddel szűkebb a talaj/gyökér aránya, intenzívebb az elemek felvétele, gyors a talaj elszegényedése. Ezért is trágyázunk többszörös adagokkal, átszámítva a szántóföldi viszonyokhoz képest. A 60 t/ha/év iszaptrágyázás ellenére pl. az edények talaja káliumban elszegényedhet.

**84. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap összetétele és az évenkénti talajterhelés\***

Elem jele	Mértékegység	Iszap sz.a. összetétele**	Iszapterhelés, t szárazanyag/ha/év			
			7,5	15	30	60
Elemterhelés, kg/ha-ra számolva*						
Ca	%	4,60	345	690	1380	2760
N	%	2,84	213	426	852	1707
P	%	2,42	180	363	726	1452
Fe	%	2,11	159	318	633	1266
Al	%	2,03	153	303	609	1215
Mg	%	0,86	66	129	258	516
Zn	%	0,62	46	93	186	369
S	%	0,61	46	92	183	366
K	%	0,36	27	54	108	216
Cu	%	0,19	14	28	57	124
Cr	%	0,18	13	27	53	106
Na	mg/kg	640	5,6	11,2	22,4	44,8
Mn	mg/kg	421	3,0	6,3	12,6	25,2
Pb	mg/kg	355	2,7	5,4	10,8	21,3
Sr	mg/kg	239	1,8	3,6	7,2	14,4
Ni	mg/kg	159	1,2	2,4	4,8	9,6
Ba	mg/kg	110	0,8	1,6	3,2	6,4
Sn	mg/kg	96	0,7	1,4	2,8	5,6
B	mg/kg	49	0,3	0,7	1,5	3,0
Cd	mg/kg	35	0,3	0,5	1,1	2,1
Elemterhelés, g/ha-ra számolva*						
Hg	mg/kg	16	120	240	480	960
Co	mg/kg	9	70	140	270	540
Mo	mg/kg	7	50	100	210	420
As	mg/kg	6	40	90	180	360

\* 1 mg/kg a szántott rétegre vetítve mintegy 3 kg/ha-nak felelhet meg. \*\* pH = 6,1; hamu: 45%, szerves anyag: 35%, C/N arány: 7–8, NH<sub>4</sub>-N: 113, NO<sub>3</sub>-N: 374 mg/kg

Amennyiben a Zn, Cu, Cr, Cd és Hg elemterheléseket összevetjük a 80. táblázatban feltüntetett kijuttatható éves maximumokkal látható, hogy már a legkisebb (7,5 t/ha, azaz 2,5 g iszap sz.a./kg/év) talajterhelésnél túllépés áll elő mind az öt említett elem esetében. Vajon bekövetkezhets-e a talajban megadott maximumok túllépése az „összes” elemkészleteket illetően? És hogyan alakul a termés, majd az egyes elemek

növénybeni akkumulációja? A maximális iszapkijuttatás ugyanis azt jelentette, hogy a megengedett kg/ha/év mennyiséget átlagosan 10–14-szeresen léptük túl.

A Zn-bevitel maximuma 369 kg/ha, azaz 123 mg/kg mennyiséget jelez. A 200–400 g/ha/év átlagos Zn-felvétellel számolva szabadföldön egy egész évezred Zn-igényének kielégítéséről beszélhetünk. Ugyanitt a Cu-bevitel 124 kg/ha maximumot ér el. Szembeállítva a 20–40 g/ha/év növényi felvétellel, már 3–4 ezer éves Cu-igény pótlására kerülhetne sor szabadföldön. A Cr esetében a felvétel általában 1–2 g/ha/év alatti és még az erősen szennyezett, Cr(VI) formával kezelt talajon termő növények sem tartalmaznak 20–80 g/ha/év feletti mennyiséget saját vizsgálataink szerint (*Kádár 2003; Kádár & Daood, 2003; Kádár et al., 2001*). Mivel az iszapokkal talajba kerülő Cr(III) forma érdemben nem növeli a növényi Cr-felvételt, a talaj krómban feldúsulhat és véglegesen Cr-gazdaggá, ill. Cr-szennyezetté válhat (*Brauer, 1998; Chaney, 1982; Sauerbeck, 1982, 1985; Szabó et al., 1987*).

Kisebber terhelést jelenthet az iszappal talajba vitt 20–25 kg/ha Mn és Pb, ill. 10–15 kg/ha/év Ni és Sr. Kérdés, hogy az egyik leginkább veszélyesnek tekintett mikroelem, a Cd mennyiben halmozódhat fel a talajban és növényben? Mennyisége nem látszik jelentősnek, hisz a maximális terhelés mindössze 2 kg/ha körüli. Valójában azonban ez a 0,15 kg/ha/év megengedett határértéket 14-szeresen lépi túl.

## 2. Szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa termésére

A tavaszi árpa szem- és szalmatermését 1999-ben átlagosan 30–40%-kal növelte az iszapterhelés. Leginkább a kistermésű meszes nagyhőrcsöki csernozjomon, ill. legkevésbé a termékenyebb savanyú gyöngyösi vályogon. 2000-ben erőteljesen fellépett a liztharmat, a párás és meleg környezetben a kalászfertőzés kifejezetté vált. Különösen a sűrűbb állományú gyöngyösi talajon, ahol a nagyobb iszapterhelés a szemtermést is csökkentette. A szalmahozamokban ez a jelenség nem volt megfigyelhető. A 3. kísérleti évben a trágyázatlan talajokon a termések mérsékeltek maradtak, úgy tűnik elszegényedtek tápelemekben az 1. évhez viszonyítva. A trágyahatások viszont látványosan nőttek. A magtermés átlagosan közel 5-szörösére, míg a szalmatermés 3,5-szeresére emelkedett a kontrollhoz képest. Depresszió nem jelentkezett. A szem/szalma az egészséges 1999. és 2001. években 1,3–1,4 körüli átlagosan, míg a kalászfertőzés nyomán 0,4 volt (*85. táblázat*).

A talajjal beállított tenyészedény kísérletek természetesen nem helyettesítik, hanem kiegészítik a szabadföldi kísérleteket. A tenyészedény kísérletek előnye, hogy olcsóbban és gyorsan kivitelezhetők, reprodukálhatóbbak, többéves kísérletek képesek jelezni a tápelemek minimum sorrendjét, a talajkimerülést exhaustív jellegükönél fogva. A szűk talaj/gyökér arány miatt a talaj igénybevétele kifejezettebb, a biztosított optimum közeli vízellátás pedig a tápelemek oldhatóságát javítja. Elsősorban a kutatást szolgálják és csak tájékoztató jellegűek lehetnek a gyakorlati trágyázási kérdések megoldásában.

## 3. A Zn, Cu, Cr, Cd elemforgalom a kísérlet 1. évében

A Zn-forgalom adatait a *86. táblázat* foglalja össze. Megállapítható, hogy az iszap-trágyával talajba vitt Zn-mennyiség átlagosan 60%-a jelent meg a cc. HNO<sub>3</sub>+ cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes”, valamint átlagosan 30%-a az NH<sub>4</sub>-acetát +EDTA-oldható

formában. Amint látható, a Zn extrém módon a nyírlugosi talajon nőtt szalmában dúsult, a kontrollhoz viszonyítva közel 6-szorosára. A meszes homokon a dúsulás mintegy 4-szeres, meszes vályogon 3-szoros, míg a savanyú agyagos vályogon 60%-ot tett ki. A talajok átlagában a szalma Zn-koncentrációja 3,3-szeresére nőtt meg.

**85. táblázat.** Szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa légszáraz termésére

Talajok elnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
Szemtermés, g/edény							
1999							
Nyírlugos	17	19	21	21	26		21
Órbottyán	14	15	17	19	23	4	18
Nagyhörcsök	11	14	15	16	23		16
Gyöngyös	31	33	34	35	37		34
a) Átlag	18	20	22	23	27	2	22
2000							
Nyírlugos	4	3	7	6	10		6
Órbottyán	3	5	6	4	4	4	4
Nagyhörcsök	5	6	7	8	7		7
Gyöngyös	10	9	9	6	3		7
a) Átlag	5	6	7	6	6	2	6
2001							
Nyírlugos	9	14	22	29	41		23
Órbottyán	6	13	16	27	38	9	20
Nagyhörcsök	8	12	18	25	36		20
Gyöngyös	12	17	22	27	42		24
a) Átlag	8	14	20	27	39	4	22
Szalmatermés, g/edény							
1999							
Nyírlugos	9	13	14	15	17		14
Órbottyán	12	12	13	14	17	3	14
Nagyhörcsök	9	10	12	14	17		12
Gyöngyös	25	25	26	27	27		26
a) Átlag	14	15	16	18	20	2	16
2000							
Nyírlugos	8	10	12	16	24		14
Órbottyán	10	12	13	14	18	6	14
Nagyhörcsök	8	10	12	16	16		12
Gyöngyös	12	16	20	22	27		19
a) Átlag	9	12	14	17	21	3	15
2001							
Nyírlugos	9	12	17	20	29		17
Órbottyán	6	13	15	22	30	4	17
Nagyhörcsök	7	10	15	18	26		15
Gyöngyös	11	15	18	21	29		19
a) Átlag	8	13	16	20	28	2	17

Hasonló tendencia nyilvánul meg a szemtermésben, ahol az átlagos dúsulás 2-szeres. A savanyú homokon a kontrollhoz viszonyítva maximálisan 2,4-szeres, míg a gyöngyösi talajon 1,5-szeres. Mivel az iszapkezeléssel a talajok nagyadagú meszezése is

együtt jár, arra a következtetésre juthatunk, hogy kísérletünkben a Zn növényi felvehetőségét döntően a vizsgált talajok kolloidkészlete és eredeti savanyúsága szabályozza.

**86. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Zn-tartalmára, 1999

Talaj elnevezése	Szennyvíziszap-terhelés, g sz.a./kg/év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
Zn-terhelés, mg/kg talaj							
	0	15	31	62	124		
A talaj cc. HNO <sub>3</sub> + cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Zn-tartalma, mg/kg							
Nyírlugos	19	27	34	82	73		47
Órbottyán	21	28	30	57	95	29	46
Nagyhőrsők	60	81	90	97	131		92
Gyöngyös	96	105	136	150	198		137
a) Átlag	49	60	72	96	124	15	80
A talaj NH <sub>4</sub> -acetát + EDTA-oldható Zn-tartalma, mg/kg							
Nyírlugos	3	7	11	26	38		17
Órbottyán	4	8	9	29	54	10	21
Nagyhőrsők	8	12	14	26	50		22
Gyöngyös	12	22	33	43	44		31
a) Átlag	7	12	17	31	46	5	23
Tavaszi árpa szalma+pelyva Zn-tartalma, mg/kg							
Nyírlugos	33	77	120	152	187		114
Órbottyán	21	28	35	48	81	18	43
Nagyhőrsők	22	24	32	44	61		37
Gyöngyös	39	39	47	48	61		47
a) Átlag	29	42	58	73	97	9	60
Tavaszi árpa mag Zn-tartalma, mg/kg							
Nyírlugos	36	62	70	76	87		66
Órbottyán	26	36	36	42	53	6	39
Nagyhőrsők	23	29	33	38	45		34
Gyöngyös	35	38	41	45	54		43
a) Átlag	30	41	45	50	60	3	45

A nemzetközi irodalom általában a 150 mg/kg sz.a. feletti Zn-koncentrációt már kritikusnak tekinti az érzékenyebb növényfajokra, mely felett mérgezés, fitotoxicitás, termés-csökkenés léphet fel (Brauer, 1998; Sauerbeck, 1985; Klope, 1981, 1982). A tavaszi árpa takarmánynövénynek minősíthető. A vonatkozó 4/1990. (II. 28.) sz. MEM rendelet cinkre nem közöl határkoncentrációkat. Az idézett külföldi irodalom a 300 mg/kg sz.a. feletti Zn-tartalmat tekinti kritikusnak a takarmányokban. Chaney (1982) szerint ez a maximum az érzékenyebb juhokra ajánlott. A szarvasmarhánál 500, a sertésnél és a csirkénél 1000 mg/kg sz. a. Zn-készlet is megengedhető az abrakban.

Amennyiben a Zn-forgalom eredményeit összevetjük a 80. táblázatban közölt megengedett maximumokkal azt találjuk, hogy bár a felhasznált iszapban a túllépés 2,5-szeres, míg az éves szinten kiadható mennyiség 12-szeres túllépést mutat, a talajbani 200 mg/kg maximumot csupán az ércesedést mutató, Zn elembe genetikailag már egyébként is igen gazdag mátraaljai agyagos vályog közelítette meg. A homoktalajok a megengedett készlet felét sem érték el. A hazai gyakorlatban elfogadott cc.



HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” Zn tartalma viszont nem alkalmas a talaj-terhelés szabatos megítélésére, vagy utólagos ellenőrzésére, mert e módszerrel a Zn-szennyezés 40%-a nem volt kimutatható már az első év után.

A vizsgált talajok eredeti Cu-tartalma a kötöttséggel 5–6-szorosára nőtt mind az „összes”, mind az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA értékeket tekintve. Az iszappal bevitt Cu mennyiségének mintegy 60%-át találjuk cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható, ill. 30%-át NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható formában a talajok átlagában. Úgy tűnik, hogy az „összes” forma visszamérhetősége a nyírlugosi savanyú homokban a legkisebb, mindössze 40% körüli. A tavaszi árpa szalmájában viszont a dúsulás a leginkább kifejezett, a kontrollhoz képest 4-szeres. A meszes homokon mintegy 2-szeres, míg a kötött talajokon változás nem igazolható. A magtermés genetikailag védett, igazolható dúsulást csak a savanyú homokon termett árpa mutat (87. táblázat).

87. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cu-tartalmára, 1999

Talajok elnevezése	Szennyvíziszap-terhelés, g sz.a./kg/év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
<i>Cu-terhelés, mg/kg légszáraz talaj</i>							
	0	5	9	19	38		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	5	7	9	12	20		10
Órbottyán	8	12	13	19	34	7	17
Nagyhőrsők	17	23	25	27	41		27
Gyöngyös	27	30	37	42	56		38
a) Átlag	14	18	21	25	38	4	23
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	1	3	3	8	10	3	5
Órbottyán	2	4	4	9	15		7
Nagyhőrsők	3	4	5	8	16		7
Gyöngyös	6	9	12	15	16		12
a) Átlag	3	5	6	10	14	2	8
<i>Tavaszi árpa szalma+pelyva Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	4	6	8	13	16		9
Órbottyán	5	6	7	8	12	4	8
Nagyhőrsők	5	6	6	7	6		6
Gyöngyös	4	5	5	6	7		5
a) Átlag	5	6	7	9	10	2	7
<i>Tavaszi árpa mag Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	6	8	9	9	11		9
Órbottyán	8	9	9	9	9	2	9
Nagyhőrsők	6	6	7	7	8		7
Gyöngyös	5	6	6	7	8		6
a) Átlag	6	7	8	8	9	1	8

Az adatokból megállapítható, hogy a réz mozgása gátolt a talaj-növény rendszerben a talajok kolloidkészlete meghatározó jelentőségű. A Cu-szennyezés ellen a talaj-növény szűrő rendszere hatékony védelmet nyújthat. A növényi részekben 3–20 mg/kg sz.a. a szokásos, 30–40 mg/kg feletti koncentráció egyes növényfajoknál fitotoxikus

lehet. E tartományban már a juhok érzékenyek a Cu túlsúlyára, míg a szarvasmarha 100, a sertés és csirke 250–300 mg Cu/kg sz. a. készletnél jelezheti az egészségügyi hátrált (Chaney, 1982).

A 4/1990. (II. 28.) sz. MÉM rendelet a Cu elemre nem közöl határértéket. A Cu-forgalom eredményeit vizsgálva és értékelve a hazai szabályozás tükrében szintén megállapítható, hogy az alkalmazott iszap Cu-tartalma 1,9-szeresen haladta meg a megengedettet, az éves terhelés pedig a cinkhez hasonlóan 12-szeresen. A talajbani 75 mg/kg maximumot egyetlen talaj sem közelítette meg. Itt is megállapítható, hogy a Cu-szennyezés közel 40%-a nem volt detektálható, ill. nyomon követhető a talajban a cc.  $\text{HNO}_3 + \text{cc. H}_2\text{O}_2$  módszerrel becsült „összes” formában. Az adott módszer tehát nem alkalmas a Cu-terhelés szabatos megítélésére. A hazai szabályozásban megadott határértékek indokolatlanul szigorúnak minősíthetők, amennyiben a növénybeni akkumuláció még a vegetatív növényi részben is mérsékelt maradt, ill. a Cu-terhelés egyetlen talajon sem vezetett érdemi dúsuláshoz a növényben.

A talajok „összes” Cr-készlete kötöttségükkel összefügg. Az iszappal talajba kevert Cr 60–70%-a volt kimutatható átlagosan cc.  $\text{HNO}_3 + \text{cc. H}_2\text{O}_2$ -oldható formában, míg az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA forma 1% alatt maradt. A nyírlugosi savanyú homokon az oldhatóbb forma 9-szeresére, meszes homokon 3-szorosára, a kötött talajokon hozzávetőleg a 2-szeresére emelkedett. Az iszapban a Cr a szerves és ásványi összetevőkhöz kötötten döntően Cr(III) formában fordult elő. A szalma Cr-tartalma igazolhatóan csak a homoktalajokon emelkedett mérsékeltén, de itt is a 2 mg/kg sz.a. érték alatt maradt. A magtermésben Cr-dúsulás egyik talajon sem volt igazolható (88. táblázat).

Ami a Cr-terhelés környezeti megítélését illeti, elmondható, hogy az iszapban a túllépés 1,8-szeres, míg az éves terhelés tekintetében 10,6-szeres volt kísérletünkben. A Cr-szennyezés 40%-a itt sem volt kimutatható átlagosan már az 1. év után. A talajban megengedett 75 mg/kg maximumot a gyöngyösi, mátraaljai ércesedést jelző agyagos vályog érte el. Viszont az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakció elenyésző (0,1–0,2 mg/kg) mennyiséget tett ki és igazolhatóan nem is nőtt e talajon a terheléssel. Hasonló a helyzet a növénybeni Cr-tartalommal. A hazai szabályozásban előírt határértékek és a szigorú korlátozások megalapozottsága adataink alapján megkérdőjelezhető. Különösen fontos lenne a talajtulajdonságok figyelembe vétele a szabályozásban, hiszen a 77 mg/kg „összes” Cr-készlettel rendelkező edényekben fejlődött tavaszi árpa szalma- és szemtermésének Cr-tartalma a legalacsonyabb maradt.

A fentiek alátámasztani látszanak azokat a korábbi hazai és nemzetközi tapasztalatokat, nagyszámú tenyészedény- és szabadföldi kísérletek eredményeit, melyek szerint az iszapok nagyobb Cr-tartalma nem veszélyezteti a talajok termékenységét. A króm ásványi és szerves összetevőkben kötötten fordul elő az iszapban és tartósan ebben a formában marad a talajban. Az iszapterhelés nem okoz terméscsökkenést vagy káros Cr-felvételt a növényben, mert nem a toxikus Cr(VI) formával van dolgunk (Keefer et al., 1979; Kick & Braun, 1977; Juste & Mench, 1992; Chaney, 1982; Brauer, 1998; Sauerbeck, 1985; Kloke, 1982; Vermes & Szilávik, 1982; Vermes, 1989, 2003; Debreczeni & Izsáki, 1985; Izsáki & Debreczeni, 1987, 1989).

A talajok oldható mikroelem-tartalmát 1 M-os  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  oldattal, egy nem pufferolt sóoldattal is meghatároztuk. A kivonás a talajok természetes pH-tartományában játszódik le és a ténylegesen mobilis, mozgékony frakciót tükrözheti. Az iszappal nem trágyázott kontrolltalajokon, valamint az enyhén savanyú erősen kötött gyöngyösi talajon a talajoldat Cr-koncentrációja a  $\mu\text{g/kg}$  méréshatár alatt ma-

radt. Az 5, 10 és 20 g iszap/kg talajterhelési sorban a meszes vályog csernozjom 2, 2, 4  $\mu$ /kg, a meszes homok 2, 4, 8 mg/kg, a savanyú nyírlugosi homok 5, 8, 10  $\mu$ /kg Cr-koncentrációt jelzett. Ugyanitt a mobilis Zn-tartalom az iszapterhelés nyomán nem változott, míg a Cu mennyisége 2–4-szeresére emelkedett, de még így is 1 mg/kg alatt maradt (Rékási & Filep, 2006).

**88. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cr-tartalmára, 1999

Talajok elnevezése	Szennyvíziszap-terhelés, g sz.a./kg/év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
<i>Cr-terhelés, mg/kg légszáraz talajra számítva</i>							
	0,0	4,4	8,8	17,6	35,2		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	11	13	15	21	27		17
Órbottyán	13	16	16	22	35	7	20
Nagyhőrcsök	36	42	47	43	58		45
Gyöngyös	50	52	64	66	77		62
a) Átlag	28	31	35	38	49	4	36
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Cr-tartalma, µg/kg</i>							
Nyírlugos	80	155	224	548	922		386
Órbottyán	91	113	100	177	269	96	150
Nagyhőrcsök	85	72	104	103	151		103
Gyöngyös	132	151	226	228	224		192
a) Átlag	97	123	163	264	392	47	208
<i>Tavaszi árpa szalma+pelyva Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,7	0,8	1,0	1,5	1,6		1,1
Órbottyán	1,0	0,9	1,1	1,2	1,7	0,2	1,2
Nagyhőrcsök	0,9	0,8	0,8	0,6	0,9		0,8
Gyöngyös	0,9	1,0	1,1	0,8	0,8		0,9
a) Átlag	0,9	0,9	1,0	1,0	1,2	0,1	1,0
<i>Tavaszi árpa mag Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2		0,2
Órbottyán	0,4	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3
Nagyhőrcsök	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2		0,2
Gyöngyös	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2		0,2
a) Átlag	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2

A fenti adatok arra utalnak, hogy az iszaptrágya Cr-készletének egy része (igaz, hogy elenyésző ezred vagy tízezred része) mégis megjelenhet a talajoldatban. Főként a kevésbé pufferolt homoktalajokban, melyek jobban szellőzöttek és elősegíthetik a Cr(III) forma oxidációját. Ez a folyamat lassú és észrevehetetlen lehet szabadföldön, hiszen a fel sem vett Cr(VI) forma kimosódhat vagy Cr(III) formává alakulhat a talajban. Az iszap lebomlása nagyobb terhelésnél esetleg évtizedekig tarthat. Kérdés, vajon a visszamaradó ásványi összetevők (mint a CaCO<sub>3</sub>, MgCO<sub>3</sub>, Fe és Al oxidjai stb.) mennyiben lesznek képesek egy-egy talajon megakadályozni a Cr, Cd, Zn, Cu vagy egyéb elemek felszabadulását hosszú távon.

Az iszaptrágyázás látszólag elenyésző Cd-terheléssel járt együtt. Kiemelt veszélyességére tekintettel azonban figyelmet érdemel mozgása a talaj–növény rendszerben. A maximális talajterhelés 0,7 mg/kg, vagyis mindössze 2,1 kg/ha mennyiségnek felel meg szabadföldön. A talajok eredeti „összes” és oldható Cd-tartalma a kötöttséggel összefügg. A talajok átlagában a cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült visszamérhetőség 60% körüli. A savanyú homoktalaj eredeti Cd-készlete a maximális terhelés nyomán 5-szörösére, a meszes homoké 4-szeresére, a meszes vályogé közel 3-szorosára emelkedik, míg a kötött agyagos vályogé megkétszereződik (89. táblázat).

**89. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cd-tartalmára, 1999

Talajok elnevezése	Szennyvíziszap-terhelés, g sz.a./kg/év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
<i>Cd-terhelés, mg Cd/kg légszáraz talajra számítva</i>							
	0,0	0,09	0,17	0,35	0,70		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Cd-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,07	0,11	0,15	0,21	0,35		0,18
Órbottyán	0,13	0,17	0,18	0,31	0,57	0,11	0,27
Nagyhőrsők	0,24	0,37	0,41	0,44	0,66		0,42
Gyöngyös	0,51	0,56	0,71	0,80	1,06		0,73
a) Átlag	0,24	0,30	0,36	0,44	0,66	0,06	0,40
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Cd-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,03	0,06	0,07	0,16	0,24		0,11
Órbottyán	0,08	0,12	0,11	0,24	0,39	0,06	0,19
Nagyhőrsők	0,18	0,19	0,21	0,33	0,45		0,27
Gyöngyös	0,30	0,36	0,42	0,50	0,51		0,42
a) Átlag	0,15	0,18	0,20	0,31	0,40	0,03	0,25
<i>Tavaszi árpa szalma+pelyva Cd-tartalma, µg/kg</i>							
Nyírlugos	161	263	334	366	421		309
Órbottyán	147	166	173	231	299	47	203
Nagyhőrsők	147	137	129	168	220		160
Gyöngyös	243	262	263	284	289		268
a) Átlag	174	207	225	262	307	23	235
<i>Tavaszi árpa mag Cd-tartalma, µg/kg</i>							
Nyírlugos	38	55	65	66	82		61
Órbottyán	18	31	14	24	45	16	26
Nagyhőrsők	18	23	21	24	44		26
Gyöngyös	38	34	37	43	46		40
a) Átlag	28	36	34	39	54	8	38

Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható Cd-mennyiség hasonló változásokat mutat a talajban a Cd-terhelés nyomán, mint amit az „összes” frakció is jelzett. A bevitt kadmiumnak átlagosan 1/3-át találjuk e módszerrel meghatározott oldható formában, mely az „összes” frakciónak közel 2/3-át, 62%-át adja. A tavaszi árpa melléktermésének Cd-tartalma a kontrollhoz viszonyítva 3-szorosára, meszes homokon 2-szeresére, meszes vályogon 1,6-szorosára, míg az agyagos talajon 20%-kal emelkedik. Az árpa magtermés Cd-készlete átlagosan csupán 1/6-a a melléktermésének, genetikailag védettebb az akkumuláció ellen, de a melléktermésnél leírt tendencia kevésbé kifejezetten itt is meg-

nyilvánul. A mag nem lépte túl a lisztre, gabonanövényekre megadott 0,1 mg/kg, szalma pedig a takarmányokra ajánlott 0,5–1,0 mg/kg határértékeket (89. táblázat).

A Cd esetében 3,5-szeres túllépésre került sor az iszap Cd-tartalmát illetően, míg az éves terhelési limitet 14-szeresen haladtuk meg. A talajbani „összes” Cd-készlet a maximális terhelés nyomán elérte, ill. meghaladta a kadmiumban viszonylag gazdag gyöngyösi agyagos vályogban a megengedett 1 mg/kg értéket. A Cd-szennyezés mintegy 40%-át itt sem jelezte a cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  módszer, az „összes” készlet megítélése, utólagos ellenőrzése tehát nehézségbe ütközhet. Megállapítható, hogy a nagy kolloid-tartalmú agyagos vályogtalajon nőtt tavaszi árpa szalma és szem Cd-tartalma igazolhatóan nem változott a terhelés nyomán és viszonylag kicsi maradt, nem szennyeződött érdemben annak ellenére, hogy a talaj „összes” tartalma túllépte a megengedetett. E téren a hazai szabályozás túl szigorú, hiszen művelés alatt álló kötöttebb talajokban nem ritka a 2–3 mg/kg „összes” Cd-készlet genetikailag. Másrészt túl merev, amennyiben a növényi felvételt döntően a talaj pH-értéke szabályozhatja mindhárom vizsgált mikroelem esetében.

#### *Összefoglalás*

– Bár a maximális iszapterheléssel az éves szinten kiadható, ill. engedélyezett Zn-, Cu-, Cr- és Cd-mennyiségeket 10–14-szeresen léptük túl három éven át, a tavaszi árpa átlagos szemtermése közel 5-szörösére, a szalma termése 3,5-szeresére nőtt a kontrollhoz képest a 3. évben, depresszió nem jelentkezett.

– A hazai gyakorlatban elfogadott, cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” Zn-, Cu-, Cr- és Cd-tartalom nem alkalmas a talajterhelés szabatos megítélésére vagy utólagos ellenőrzésére, mert e módszerrel a szennyezésnek átlagosan mintegy 40%-a nem volt kimutatható, ill. csak 60% körüli mennyiség volt visszamérhető. A  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakcióban a talajba vitt Cr kevesebb, mint 1%-át, míg a Zn, Cu és Cd elemeknek közelítően 35%-át lehetett azonosítani.

– A hazai szabályozásban megadott talajterhelési határértékek indokolatlanul szigorúnak és merevnek ítéltethők, amennyiben nincsenek tekintettel a talajtulajdonságokra (pH, kötöttség stb.), melyek a növényi elemfelvételt szabályoznak. A gyöngyösi agyagos vályogtalajon a Zn, Cr és Cd talajbani határértékeinek túllépése ellenére a növénybeni Cr- és Cd-koncentráció alacsony maradt, ill. gyakorlatilag nem változott a terhelés eredményeképpen 1999-ben.

#### 4. A Zn, Cu, Cr, Hg, Cd elemforgalom a kísérlet 3. évében

Amint a 90. táblázatban látható, az általunk alkalmazott gödöllői szennyvíziszap nemcsak erősen szennyezett volt nehézfémekkel, de az évente kiadható fémterhelés is nagyságrenddel meghaladta az engedélyezettet. A 3 év után a talajban mért maximumok talajtól függően változtak és 1,5–3,0-szorosan lépték túl a megengedett terhelhetőségi határértékeket. A kontrolltalajok a szennyezetlen háttérnek feleltek meg. Emelkedettebb Cr-készletet a már ércesedést mutató gyöngyösi mátraaljai nehéz vályogtalaj mutatott, meghaladva a 10/2000. sz. KÖM-KHVM-FVM-EüM rendelet, „A” háttérértékeit.

**90.táblázat. Az 50/2001.(IV.3.) Korm. rendelet szerint engedélyezett szennyezettségi, ill. terhelhetőségi határértékek szennyvíziszap kihelyezésénél termőföldön, valamint a tenyészedény-kísérletben alkalmazott gödöllői városi szennyvíziszap összetétele és az általa okozott talajterhelés**

<b>1. Az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet szerint engedélyezett</b>				
Elem jele	Iszap sz.a-ban max. mg/kg	Kiadható kg/ha/év	Talajban max. mg/kg	Szennyezetlen talajban,mg/kg*
Zn	2500	30	200	100
Cu	1000	10	75	30
Σ Cr	1000	10	75	30
Cd	10	0,1	1	0,5
Hg	10	0,1	0,5	0,15
<b>2. Tenyészedény-kísérletben alkalmazott (gödöllői városi szennyvíziszap)</b>				
Elem jele	Iszap sz.a-ban mg/kg	Kiadott kg/ha/év	Talajban max. mg/kg**	Kontroll- talajokban, mg/kg
Zn	6200	372	371–538	21–88
Cu	1900	114	106–153	4–25
Σ Cr	1800	106	102–170	10–46
Cd	35	2,1	2–3	0,1–0,4
Hg	16	1,0	0,8–1,0	0,12–0,15

\* A 10/2000. KÖM-KHVM-FVM-EüM rendelet „A” értékei alapján. \*\* A 3 éven át kiadott kumulatív terhelés után

A 91. táblázatban néhány talajjellemzőben (pH, CaCO<sub>3</sub>, humusz és az összes só) a szennyvíziszap-terhelések hatására bekövetkező változásokat mutatjuk be a 3. év végén. Az iszapterhelés kumulatív a 3 év alatt 0; 7,5; 15; 30 és 60 g/kg mennyiséget tett ki. A maximális terhelés tehát a talaj tömeg %-ában 6%-nak adódott 2001-ben. Amint a bemutatott adatokból látható, a savanyú talajok pH-értékei nőttek, míg a karbonátos talajok pH-értékei mérséklődtek a terhelés nyomán. A pH növekedése különösen a savanyú homokon volt látványos. A pH(H<sub>2</sub>O) 0,9 egységgel, míg a pH(KCl) 1,8 egységgel emelkedett. A savanyú, jól pufferolt vályogtalajon a pH mindössze és maximálisan 0,4–0,5 egységgel nőtt. A karbonátos talajokon viszont a hígulási effektus érvényesült, a nagytömegű 6,1 pH-értékű iszap mérsékelte a Scheibler-CaCO<sub>3</sub> %-át és így a pH-t. Az erősen karbonátos homokon a Scheibler-CaCO<sub>3</sub> 1,4%-kal, míg a karbonátos, jobban pufferolt vályog csernozjomon 0,7%-kal csökkent.

Abból a célból, hogy érzékeltesük a tenyészedény-kísérlet talajainak anyagforgalmát az iszapterhelés eredményképpen, a szántóföldi viszonyokra utalunk. A maximális 60 g/kg, azaz 6% iszapterhelés (a szántott réteg 3 millió kg/ha tömegére vetítve, a 3000 t/ha tömeget alapul véve) 180 t száraanyag/ha mennyiségnek adódik. Ennek 4,6%-a Ca, azaz 8,28 t/ha Ca-bevitel történt maximálisan a 3 év alatt.

Az iszaptrágyázással a kezelt talajok Ca-készlete tehát gazdagodott. A talajok szervesanyag-készlete átlagosan 2%-kal emelkedett a 3. év végére, ami jó egyezést mutat a bevitt 2,1%-os mennyiséggel (66 t/ha terhelésnek felelhetne meg a szántott rétegben). A szerves anyag lényegében nem bomlott el a tenyészedény-kísérlet érlelési viszonyai között. A homoktalajok összes-sótartalma 0,2 g/kg-ról 0,8–0,9 g/kg-ra, a kö-

tölt talajoké 0,6–0,7 g/kg-ról 1,2–1,4 g/kg-ra nőtt a maximális terhelésnél. Mindez a talajok termékenységét nem befolyásolta hátrányosan.

**91. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a tenyészedény-kísérletben felhasznált talajok néhány jellemzőjére a 3. év végén, 2001-ben

Talaj jele	Iszapterhelés, g sz.a./kg /3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
pH(H <sub>2</sub> O)							
Nyl	6,0	6,8	6,7	6,7	6,9	0,2	6,6
Öb	8,1	8,0	7,8	7,6	7,2		7,7
Nh	8,0	8,0	7,9	7,8	7,6		7,9
Gy	6,8	7,0	7,0	7,0	7,2		7,0
Átlag	7,2	7,5	7,4	7,3	7,2	0,1	7,3
pH(KCl)							
Nyl	5,0	6,5	6,5	6,7	6,8	0,3	6,3
Öb	7,9	7,7	7,6	7,5	7,2		7,6
Nh	7,4	7,4	7,4	7,3	7,2		7,4
Gy	6,0	6,6	6,7	6,6	6,5		6,5
Átlag	6,6	7,1	7,0	7,0	6,9	0,1	7,0
CaCO <sub>3</sub>							
Nyl	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0
Öb	11,4	10,9	10,9	10,9	10,0		10,8
Nh	7,0	6,5	6,5	6,5	6,3		6,6
Gy	0,2	0,3	0,4	0,1	0,0		0,2
Átlag	4,6	4,4	4,4	4,4	4,1	0,4	4,4
Humusz%							
Nyl	0,6	0,8	1,0	1,5	2,4	0,4	1,3
Öb	0,7	1,0	1,1	1,6	2,5		1,4
Nh	3,0	3,1	3,4	4,2	4,9		3,7
Gy	3,1	3,3	3,5	4,4	5,3		3,9
Átlag	1,8	2,1	2,3	2,9	3,8	0,2	2,6
Összes só, /kg							
Nyl	0,2	0,3	0,4	0,5	0,8	0,4	0,4
Öb	0,2	0,3	0,4	0,5	0,9		0,5
Nh	0,7	0,7	0,8	1,0	1,2		0,9
Gy	0,6	0,7	0,8	0,9	1,4		0,9
Átlag	0,4	0,5	0,6	0,7	1,1	0,2	0,7

A 92. táblázatban a Zn-forgalom adatai tanulmányozhatók. Az alkalmazott iszap Zn-tartalma 0,62% volt. A számított maximális Zn-terhelés a 3. évben elérte a 372 mg/kg mennyiséget. A talajok cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes Zn-tartalma lényegében mind a négy talajon tükrözi a bevitt cink teljes mennyiségét, a vizsgálatok hibáját is tekintetbe véve. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható formában kimutatott Zn-tartalom esetében a maximálisan adott Zn-terhelés mintegy 70%-a volt azonosítható homoktalajokban, 90%-a vályog csernozjomon, míg a kötött vályogon gyakorlatilag a teljes mennyiség megtalálható.

A termett tavaszi árpa szalma + pelyva melléktermésének Zn-tartalma az eredeti 32–52 mg/kg értékről 170–260 mg/kg mennyiségre ugrott, átlagosan 4,5-szeresére emelkedett. A magtermés Zn-tartalma kevésbé látványosan változott, az megháromszorozódott. Az emberi fogyasztásra szánt lisztben, gabonaőrleményben a 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete szerint 30 mg Zn/kg a megengedett. Takarmányokra a hazai szabályozás nem ad útmutatást. Chaney (1982) szerint takarmányban és abrakban az egészségügyi maximum állatfajonként a következő lehet: juh: 300, marha: 500, sertés és csirke: 1000 mg Zn/kg. A tavaszi árpa termése tehát takarmányként hasznosítható volna az iszappal kezelt talajokon is.

92. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Zn-tartalmára, 2001

Talaj megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Zn-terhelés, mg Zn/kg talaj</i>							
	0	45	93	186	372		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Zn-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	21	72	133	208	371	70	161
Órbottyán	22	66	107	158	388		148
Nagyhőrcsök	54	110	173	311	513		232
Gyöngyös	88	163	226	374	538		278
a) Átlag	46	103	160	263	453	35	205
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Zn-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	4	36	103	134	282		112
Órbottyán	5	28	61	121	245	74	92
Nagyhőrcsök	7	50	100	199	345		140
Gyöngyös	14	74	131	216	392		165
a) Átlag	7	47	99	167	316	37	127
<i>A tavaszi árpa szalma + pelyva Zn-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	32	97	120	169	191		122
Órbottyán	51	87	138	155	252	86	137
Nagyhőrcsök	32	61	98	183	261		127
Gyöngyös	39	76	103	122	171		102
a) Átlag	39	81	115	157	219	43	122
<i>A tavaszi árpa mag Zn-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	36	52	56	73	94		63
Órbottyán	30	42	51	73	96	12	58
Nagyhőrcsök	28	44	45	68	98		57
Gyöngyös	36	45	49	62	102		59
a) Átlag	32	47	50	69	97	6	59

Az iszap szárazanyagának Cu-tartalma 0,19% volt. A számított legnagyobb Cu-terhelés összesen 112 mg/kg mennyiséget tett ki. A Cu-forgalomra vonatkozó eredményeket a 93. táblázatban közöljük. Amint a táblázatból kitűnik, a bevitt Cu teljes mennyisége megjelent a 3. év végén cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes formában. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldhatóság átlagosan 86%-nak adódik a maximális terhelés esetében. Az órbottyáni meszes homokon ez az arány 63%, míg a gyöngyösi savanyú agyagos vályogon 107%. Az eltérés jelentősnek minősülhet. Úgy tűnik a rézben eredetileg is



gazdag gyöngyösi talaj már nem kötötte meg az iszappal bevitt rézet, ill. megőrizte oldható formában.

**93. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cu-tartalmára, 2001**

Talaj megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Cu-terhelés, mg Cu/kg talaj</i>							
	0	14	28	56	112		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	4	16	36	57	106		44
Órbottyán	10	21	33	47	113	16	45
Nagyhőrsök	16	31	51	90	147		67
Gyöngyös	25	45	61	100	153		77
a) Átlag	14	28	45	73	130	8	58
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	2	12	29	41	89		34
Órbottyán	3	11	21	38	74	12	29
Nagyhőrsök	3	17	30	59	108		44
Gyöngyös	9	26	42	68	129		55
a) Átlag	4	16	30	51	100	6	40
<i>A tavaszi árpa szalma + pelyva Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	5	10	10	10	17		10
Órbottyán	8	8	10	14	16	2	11
Nagyhőrsök	4	5	6	9	11		7
Gyöngyös	3	5	5	6	9		6
a) Átlag	5	7	8	10	13	1	8
<i>A tavaszi árpa mag Cu-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	8	10	10	10	12		10
Órbottyán	7	8	8	10	13	2	9
Nagyhőrsök	5	7	7	9	12		8
Gyöngyös	6	7	8	8	13		8
a) Átlag	7	8	8	9	12	1	9

A réz közismerten nem mobilis a talaj–növény rendszerben, általában a gyökér halmozhatja fel. A tavaszi árpa szalma + pelyva melléktermésében a réz az eredeti 3–8 mg/kg-ról 9–17 mg/kg-ra dúsult. A minimális akkumulációt (6 mg/kg növekedéssel) a gyöngyösi talajon termett, a maximális felhalmozást (12 mg/kg koncentráció-emelkedéssel) a nyírlugosi talajon termett növények mutattak. A magtermésben 7 mg/kg-ról 12 mg/kg-ra emelkedett az átlagos Cu-tartalom. Az emberi fogyasztásra szánt lisztben, gabonaőrleményben 5 mg Cu/kg megengedett a már említett 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete szerint. Takarmányban, abrakban az egészségügyi maximum juhoknál 25, marhánál 100, sertésnél 250, csirkénél 300 mg Cu/kg Chaney (1982) szerint. A tavaszi árpa fő- és melléktermése tehát takarmányként hasznosítható lehetne az iszappal kezelt talajokon is.

Az iszap 0,18% krómot tartalmazott, a maximális talajterhelés 106 mg/kg mennyiséget ért el a 94. táblázat szerint. A bevitt krómnak gyakorlatilag a teljes tömegét kimutattuk cc. HNO<sub>3</sub>+ cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható formában. A talajok között érdemi eltérés

nem mutatkozott. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA forma mennyisége viszont elenyésző volt a terheléshez viszonyítva. A savanyú homokon a maximálisan adott Cr mintegy 10%-át, savanyú agyagos vályogon 3,5%-át, míg a karbonátos talajokon 2%-át mértük vissza. A tavaszi árpa melléktermésének Cr-tartalma 0,5 mg/kg-ról 1,6 mg/kg-ra nőtt átlagosan a 106 mg/kg terhelésnél. A savanyú homokon ez a növekedés 3,6 mg/kg értéket ért el, ami 5-szörös emelkedés a kontrollhoz képest.

94. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cr-tartalmára, 2001

Talaj megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Cr-terhelés, mg Cr/kg talaj</i>							
	0	13	26	53	106		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	10	23	45	63	114		51
Órbottyán	13	26	36	49	112	20	47
Nagyhőrcsök	34	51	67	105	161		84
Gyöngyös	46	67	78	126	170		98
a) Átlag	26	42	57	86	139	10	70
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,1	1,9	4,6	6,6	10,0		4,7
Órbottyán	0,3	0,7	0,9	1,4	2,4	1,0	1,1
Nagyhőrcsök	0,1	0,5	0,7	1,2	2,0		0,9
Gyöngyös	0,2	0,8	1,3	2,3	3,7		1,7
a) Átlag	0,2	1,0	1,9	2,9	4,5	0,5	2,1
<i>A tavaszi árpa szalma + pelyva Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,7	0,5	0,6	0,6	3,6		1,2
Órbottyán	0,5	0,6	0,6	0,9	0,8	0,8	0,7
Nagyhőrcsök	0,5	0,6	0,7	0,7	1,1		0,7
Gyöngyös	0,3	0,3	0,6	0,5	0,7		0,5
a) Átlag	0,5	0,5	0,6	0,7	1,6	0,4	0,8
<i>A tavaszi árpa mag Cr-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1		0,2
Órbottyán	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Nagyhőrcsök	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2		0,2
Gyöngyös	0,3	0,2	0,1	0,2	0,2		0,2
a) Átlag	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2

**Megjegyzés:** Takarmányban, abrakban az egészségügyi maximum a becslések szerint 3000 mg/kg lehet Cr(III)-oxid formában adva (Chaney, 1982). A hazai előírások a megengedett Cr-tartalomról nem rendelkeznek. Az iszap 0,18% krómot tartalmazott.

A mag genetikailag védett a Cr-szennyezéssel szemben. Annak ellenére, hogy a talaj Cr-tartalmát átlagosan 5-szörösére, a savanyú homoktalaját egy nagyságrenddel növeltük, a tavaszi árpa szemtermésének Cr-tartalma nem változott. Megemlítjük, hogy a hazai szabványok az élelmiszerek, ill. takarmányok Cr-szennyezett-ségének megengedhető mértékéről nem rendelkeznek. CHANEY (1982) szerint a takarmányokban, abrakban az egészségügyi maximum 3000 mg/kg értékre tehető Cr(III) formát feltételezve. A Cr(III) forma tehát nem jelent veszélyt a talaj-növény-állat táplálék-

láncra. Kérdés, hogy ez a forma hosszabb távon és oxidatív körülmények között mennyiben alakulhat át toxikus és mobilis Cr(VI) formává.

Az iszap szárazanyaga 16 mg/kg higanyt tartalmazott. A maximális talajterhelés 0,96 mg Hg/kg volt. A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Hg-tartalma jól tükrözte a terhelést, a bevitt Hg átlagosan 80%-át megtaláltuk az edények talajaiban a maximális adagú kezeléseket tekintetbe véve. A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Hg-tartalma a 0,05 mg Hg/kg, míg a növényben a 0,12 mg/kg kimutatási határ alatt maradt a kezeléstől függetlenül. A higany tehát oldhatatlan, a növény számára felvehetetlen formában maradt, bár a talajbani összes Hg-készlet a megengedett kétszeresen is túllépte (95. táblázat).

95. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj Hg-tartalmára, 2001

Talaj megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/ 3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Hg-terhelés, mg Hg/kg talaj</i>							
	0	0,12	0,24	0,48	0,96		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Hg-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,13	0,18	0,35	0,50	0,80		0,39
Órbottyán	0,15	0,19	0,22	0,38	0,92	0,21	0,37
Nagyhőrcsök	0,12	0,16	0,20	0,57	1,01		0,41
Gyöngyös	0,12	0,13	0,16	0,54	0,84		0,36
a) Átlag	0,13	0,16	0,23	0,50	0,89	0,11	0,38

Megjegyzés: Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Hg a 0,05 mg/kg, a növényben mért Hg a 0,12 mg/kg kimutatási határ alatt. Az iszap 16 mg/kg higanyt tartalmazott.

A tavaszi árpa mag nem volt védett a Cd-szennyezéssel szemben. A kontrolltalajokon mért átlagosan 8 µg/kg Cd-tartalom 88 µg/kg-ra (11-szeresére) ugrott. Karbonátos kontrolltalajon – a szalmához hasonlóan – a mag is kevesebb kadmiumot vett fel, azonban a nagyobb terhelés nyomán a Cd-szennyezés hasonló méreteket ölthet. Az emberi fogyasztásra szánt liszt és gabonaőrlemény maximálisan 0,1 mg/kg kadmiumot tartalmazhat a 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete szerint. Takarmányokban, abrakban 2 mg Cd/kg megengedett a 47/2001. (VI. 25.) FVM rendelet előírásait tekintve. A mag tehát még humán fogyasztásra is megfelelhet, a melléktermés felhasználását pedig takarmánnyként a Cd-tartalom nem korlátozza (96. táblázat). Az iszap Cd-tartalma: 35 mg/kg.

Az iszap szárazanyagára számítva mindössze 35 mg/kg kadmiumot tartalmazott. A maximális talajterhelés a 2,1 mg Cd/kg mennyiséget érte el. A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes Cd-tartalma jól tükrözte az akkumulációt, a teljes bevitt Cd mennyiségét visszamértük e módszerrel. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható formában átlagosan 76%-ot találtunk, tehát az iszappal adott Cd ¾-e kimutatható volt. A tavaszi árpa melléktermésében maximálisan 0,4–0,6 mg Cd/kg halmozódott fel, mely a karbonátos talajok esetén egy nagyságrendbeli akkumulációt tükrözött a kontrollhoz képest (96. táblázat).

96. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cd-tartalmára, 2001

Talaj megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Cd-terhelés, mg Cd/kg talaj</i>							
	0	0,25	0,5	1,0	2,1		
<i>A talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Cd-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	<0,1	0,3	0,7	1,1	2,0		0,8
Órbottyán	0,1	0,4	0,6	0,9	2,2	0,6	0,8
Nagyhörcsők	0,2	0,5	0,8	1,6	2,8		1,2
Gyöngyös	0,4	0,8	1,1	2,1	3,0		1,5
a) Átlag	0,2	0,5	0,8	1,4	2,5	0,3	1,1
<i>A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Cd-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	<0,1	0,2	0,5	0,7	1,4		0,6
Órbottyán	<0,1	0,2	0,4	0,6	1,2	0,4	0,5
Nagyhörcsők	0,1	0,3	0,5	1,0	1,7		0,7
Gyöngyös	0,3	0,6	0,8	1,3	2,3		1,1
a) Átlag	0,1	0,3	0,6	0,9	1,7	0,2	0,7
<i>A tavaszi árpa szalma + pelyva Cd-tartalma, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4		0,2
Órbottyán	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,6	0,2	0,3
Nagyhörcsők	<0,1	<0,1	0,2	0,3	0,4		0,2
Gyöngyös	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4		0,2
a) Átlag	<0,1	0,1	0,2	0,3	0,4	0,1	0,2
<i>A tavaszi árpa mag Cd-tartalma, µg/kg</i>							
Nyírlugos	9	48	56	50	95		52
Órbottyán	2	4	10	51	91	46	32
Nagyhörcsők	6	7	10	51	61		27
Gyöngyös	15	26	21	31	105		40
a) Átlag	8	22	24	46	88	23	37

### Összefoglalás

– Annak ellenére, hogy a maximális iszapterheléssel az éves szinten kiadható, ill. engedélyezett Zn-, Cu-, Cr- és Cd-mennyiségeket 10–14-szeresen léptük túl három éven át, a tavaszi árpa átlagos szemtermése közel 5-szörösére, a szalma termése 3,5-szeresére nőtt a kontrollhoz képest a 3. évben, depresszió nem jelentkezett korábbi vizsgálataink szerint (Kádár & Morvai, 2007). Az iszap 6,1 pH-értékkel, 35% szervesanyag- és 4,6% Ca-tartalommal rendelkezett. Savanyú talajokon nőtt a pH, karbonátos talajokon viszont mérséklődött a talajok Scheibler-féle CaCO<sub>3</sub> %-ával együtt. Oka, hogy a talajok kalciumban gazdagodtak, míg karbonátban elszegényedtek. A maximálisan adott 2% szerves anyag a talajban kimutatható volt, a szerves anyag nem bomlott el. A homoktalajokban a szervesanyag-mennyiség pl. megnégyszereződött. A talajok összesótartalma 0,7 g/kg mennyiséggel emelkedett a maximális terheléssel.

– Az iszappal adott cink, réz, króm és kadmium közelítően 100%-a, a higany 80%-a megtalálható volt a 3. év végén a talajban. A kísérlet 1. éve után ugyanitt a bevitt Zn-, Cu-, Cr- és Cd-mennyiség csak kb. 60%-a volt kimutatható cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással, míg a Hg méréshatár alatt maradt. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható frakcióban a kísérlet 1. évében a Zn, Cu és Cd 30–40%-át, a Cr kevesebb, mint 1%-át azonosítottuk.

A 3. év után ezzel szemben a Zn, Cu és Cd 70–80%-át, a Cr 2–10%-át találtuk, míg a Hg továbbra is a kimutatási határ alatt maradt.

– A tavaszi árpa melléktermésének Zn-, Cu- és Cr-tartalma 2–4-szeresére, Cd-tartalma 11-szeresére nőtt a maximális terhelésnél. A magtermésben a Zn- és Cu- koncentráció szintén 2–3-szorosára, míg a Cd egy nagyságrenddel emelkedett. Hg-akkumuláció sem a melléktermésben, sem a magban nem volt kimutatható. A mag krómban sem dúsult. A terhelési határértékek túllépése ellenére a tavaszi árpa takarmányozási célra alkalmas maradt, sőt a magtermés emberi fogyasztásra is a Cr-, Cd- és Hg-kezelésekben.

##### 5. *A Ca, P, Fe, Al, Ni, Se elemforgalom a kísérlet 3. évében*

A vizsgált szennyvíziszap szárazanyag 4,60% *kalciumot* tartalmazott. A 3 év alatt maximálisan 60 g/kg, azaz talajtömegre számolva 6% iszapterhelést alkalmaztunk. Ebből adódóan a Ca-bevitel 2,76 g Ca/kg mennyiséget ért el. Amint a 97. táblázat adatai mutatják, savanyú talajokban tükröződött a Ca-akkumuláció a mért összes-tartalmakban, tendenciájában a karbonátos talajok is gazdagodást jeleztek.

97. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Ca-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Ca-terhelés, g Ca/kg talaj/3 év</i>							
	0	0,34	0,69	1,38	2,76		
<i>cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Ca, g Ca/kg talajban</i>							
Nyírlugos	1	2	2	3	5		2
Órbottyán	46	47	47	46	47	2	47
Nagyhöresök	33	33	34	34	35		34
Gyöngyös	7	8	8	9	10		8
a) Átlag	22	22	23	23	24	1	23
<i>NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Ca, g Ca/kg talajban</i>							
Nyírlugos	<1	1	1	2	4		2
Órbottyán	31	31	30	30	31	2	31
Nagyhöresök	23	24	22	22	22		23
Gyöngyös	5	6	6	7	7		6
a) Átlag	15	15	15	15	16	1	15
<i>Tavaszi árpa magtermés Ca-tartalm, mg Ca/kg</i>							
Nyírlugos	405	493	573	590	733		559
Órbottyán	590	555	675	832	733	164	677
Nagyhöresök	668	615	575	658	780		659
Gyöngyös	435	505	583	790	921		647
a) Átlag	524	542	601	717	792	82	635
<i>Tavaszi árpa szalma + pelyva Ca-tartalma, Ca%</i>							
Nyírlugos	0,73	0,95	1,30	1,34	1,67		1,20
Órbottyán	0,73	0,99	0,98	1,53	1,57	0,20	1,16
Nagyhöresök	0,95	1,11	1,21	1,55	1,45		1,25
Gyöngyös	0,95	1,07	1,10	1,11	1,36		1,12
a) Átlag	0,84	1,03	1,15	1,38	1,51	0,10	1,18

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 4,60% Ca-ot tartalmazott

Megállapítható, hogy a vizsgálatok hibáját is figyelembe véve, gyakorlatilag az iszappal talajba kevert Ca teljes mennyisége visszamérhető volt e módszerrel a talajban.

Az  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható tartalmak csak a savanyú talajokban nőttek igazolhatóan, míg a karbonátos talajok érdemi változást nem mutattak. A tavaszi árpa magtermésének Ca-tartalma átlagosan 50%-kal emelkedett a trágyázással. A karbonátos talajokon 17–24%, míg a savanyú talajokon 81–112% volt a kontrollhoz viszonyított maximális növekedés. A melléktermésben 80%-os volt a Ca-dúsulás a talajok átlagában 2001-ben, tehát még kifejezettebb. Ez különösen a homoktalajokon volt látványos, ahol a kontrollhoz képest a kalcium több mint kétszeresére emelkedett (1,6% körüli extrém nagy értéket elérve) (97. táblázat). Összehasonlításképpen megemlítjük, hogy NPK-műtrágyázási tartamkísérletben a nagyhőrcsöki mészlepedékes csernozjom talajon termett tavaszi árpa szemtermése 500–600 mg/kg, szalmatermése 0,40% körüli Ca-ot mutatott (Kádár, 2004).

A szennyvíziszap szárazanyag 2,42% foszfort tartalmazott, a maximális P-terhelés 1,45 g/kg mennyiséget ért el. A bevitt foszfor teljes mennyisége visszamérhető volt a cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható összes készletben. A talajok P-tartalma több mint 3-szorosára nőtt átlagosan, míg a P-szegény homoktalajoké megötszöröződött. Az  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható frakció ezzel szemben már nagyságrendi változásra utalt átlagosan, míg a foszforban legszegényebb nagyhőrcsöki és nyírlugosi talajokban az emelkedés több mint 20-szoros. A hazai szaktanácsadásban elfogadott határértékek szerint minden talaj extrém nagy P-ellátottsággal rendelkezik, feltöltődött az iszaptrágyázás eredményeképpen (98. táblázat). A kielégítő P-ellátottság e módszerrel 100 mg/kg elemi P-tartalom körül alakulhat karbonátos talajokon saját vizsgálataink szerint (Kádár és Schill, 2004).

A tavaszi árpa szemtermésének P%-a átlagosan közel kétszeresére nőtt a P-terheléssel. Savanyú homoktalajon ezt meghaladóan 140%-kal. A vegetatív szalma összetétele jobban jelezni képes az esetleges hiányt vagy luxuskínálatot, amennyiben a tartalék-tápelemek raktára is egyben. A foszforban szegény talajokon fejlődött árpaszalma P%-a átlagosan négyszeresére ugrott a maximális terheléssel, míg a foszforban gazdag gyöngyösi talajon közelítően a kétszeresére. A már említett szabadföldi NPK-műtrágyázási kísérletben a szemtermés P-tartalma 0,43%-ot, szalmatermése 0,13%-ot ért el maximálisan. A bemutatott adatok szerint tehát a tavaszi árpa fő- és melléktermése a tenyészedény-kísérlet viszonyai között képes volt a talaj P-kínálatát jellemezni (98. táblázat).

Az iszap szárazanyag 2,11% vasat tartalmazott, a maximális Fe-terhelés pedig 1266 mg/kg, kerekén 0,13%-ot ért el, mely a kísérlet hibahatárán mozgott a cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható összes elemtartalom mérésekor. A talajok átlagában a visszamérhetőség e módszerrel 50% körülinek adódott. A vasban szegény homoktalajokban egyértelműbb az akkumuláció és a visszamérhetőség 70% körüli volt. A vasban gazdag kötöttebb talajokon az akkumuláció viszont nem is volt igazolható statisztikailag. Az  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható Fe-tartalom minden talajon látványosan többszörösére nőtt. E módszer szerint vasban a legszegényebbek a karbonátos vályog csernozjom és a savanyú homoktalaj voltak, melyek oldható Fe-készlete 5–7-szeresére emelkedett. E frakcióban a visszamérhetőség átlagosan 30% körüli (99. táblázat).

**98.táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény P-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>P-terhelés, g/kg talaj/3 év</i>							
	0	0,18	0,36	0,72	1,45		
<i>cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes P a talajban, g/kg</i>							
Nyírlugos	0,3	0,4	0,7	1,0	1,7		0,8
Órbottyán	0,4	0,7	0,8	1,0	2,1	0,3	1,0
Nagyhőrcsők	0,9	1,2	1,5	2,1	2,9		1,7
Gyöngyös	1,1	1,4	1,6	2,3	3,0		1,9
a) Átlag	0,7	0,9	1,1	1,6	2,4	0,2	1,4
<i>NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható P a talajban, mg/kg</i>							
Nyírlugos	33	135	296	400	763		325
Órbottyán	43	99	159	260	481	75	208
Nagyhőrcsők	26	94	154	300	547		224
Gyöngyös	249	372	488	664	1106		576
a) Átlag	88	175	274	406	724	34	334
<i>Tavaszi árpa magtermés, P%</i>							
Nyírlugos	0,30	0,45	0,56	0,64	0,72		0,53
Órbottyán	0,32	0,44	0,50	0,52	0,62	0,05	0,47
Nagyhőrcsők	0,30	0,40	0,48	0,50	0,57		0,45
Gyöngyös	0,42	0,50	0,54	0,64	0,68		0,56
a) Átlag	0,34	0,45	0,52	0,58	0,65	0,02	0,51
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva, P%</i>							
Nyírlugos	0,08	0,17	0,22	0,27	0,36		0,22
Órbottyán	0,07	0,14	0,18	0,20	0,28	0,05	0,17
Nagyhőrcsők	0,05	0,10	0,14	0,18	0,20		0,13
Gyöngyös	0,20	0,25	0,26	0,30	0,38		0,28
a) Átlag	0,10	0,16	0,20	0,24	0,30	0,03	0,20

*Megjegyzés:* Az iszap szárazanyag 2,42% P-t tartalmazott

A tavaszi árpa szemtermésében tendenciájában vagy igazolhatóan szintén nőtt a Fe-tartalom a növekvő kínálattal. Hasonlóképpen a szalma + pelyva termésében is, mely 3–4-szer gazdagabb ebben az elemben. Úgy tűnik, hogy az extrém nagy Ca- és P-terhelés ellenére a Fe-felvétel nem gátolt. Szabadföldi NPK-műtrágyázási tartamkísérletünkben mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon nőtt tavaszi árpa magtermésében, ill. szalmájában az átlagos Fe-koncentráció 80, illetve 190 mg/kg volt. NPK-műtrágyázással az Fe-felvétel érdemben nem módosult. A szennyvíziszappal talajba került vas nem kötődött meg, képes volt a tavaszi árpa magtermésének Fe-tartalmát átlagosan 37%-kal, míg a szalmáét 56%-kal növelni a kontrollhoz képest (99. táblázat).

99.táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Fe-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Fe-terhelés, mg/kg talaj/3 év</i>							
	0	159	318	633	1266		
<i>cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Fe a talajban, %</i>							
Nyírlugos	0,65	0,66	0,66	0,69	0,74		0,68
Órbottyán	0,78	0,80	0,85	0,84	0,89	0,12	0,83
Nagyhörcsök	2,08	2,11	2,11	2,09	2,08		2,09
Gyöngyös	2,55	2,50	2,49	2,50	2,61		2,53
a) Átlag	1,52	1,52	1,53	1,53	1,58	0,06	1,53
<i>NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Fe a talajban, mg/kg</i>							
Nyírlugos	80	161	340	365	554		300
Órbottyán	157	182	207	260	369	44	235
Nagyhörcsök	63	118	158	231	344		183
Gyöngyös	317	418	488	598	846		533
a) Átlag	154	220	298	363	528	22	313
<i>Tavaszi árpa magtermés Fe-tartalma, mg Fe/kg</i>							
Nyírlugos	62	58	57	58	74		62
Órbottyán	49	50	56	72	73	16	60
Nagyhörcsök	58	62	70	68	80		68
Gyöngyös	57	68	72	86	86		74
a) Átlag	57	60	64	71	78	8	66
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva Fe-tartalma, mg Fe/kg</i>							
Nyírlugos	164	154	175	203	214		182
Órbottyán	158	153	220	212	292	60	207
Nagyhörcsök	217	216	194	297	302		245
Gyöngyös	191	239	200	328	326		257
a) Átlag	182	190	197	260	284	30	223

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag Fe-tartalma 2,11% volt

Az iszap szárazanyag 2,03% *alumíniumot* tartalmazott, a maximális Al-terhelés 1216 mg/kg mennyiséget tett ki, azaz 1,2 g/kg volt kereken. A 100. táblázatban megfigyelhető, hogy a talajok cc. HNO<sub>3</sub>+ cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes Al-készlete az agyagtartalommal összefügg, az alumínium az agyagásványok alkotója. A homoktalajok csekély összes Al-tartalma tendenciájában emelkedett az iszapterheléssel, azonban a vizsgálatok hibája alapján a változások statisztikailag nem igazolhatók. A kötöttebb talajokon egyértelmű tendencia sem állapítható meg. A talajok valóságos Al-tartalma többszöröse lehet, hisz e módszer nem képes a kristályrácsokat feltárni.

Az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Al-készlet a talajok átlagában viszont igazolhatóan közel 50%-kal emelkedett az Al-terhelés nyomán. A kontrollhoz viszonyított 40 mg/kg átlagos akkumuláció arra utal, hogy a bevitt 1216 mg/kg alumínium mintegy 3%-a volt visszamérhető e módszer szerinti oldható formában. A magtermés közismeretlen Al-ban szegény, védett az Al-akkumulációval szemben. Az Al-koncentráció itt nem mutatott érdemi változást az Al-terhelés nyomán. A melléktermésben igazolható volt viszont az Al-tartalom emelkedése trágyázással, a talajok átlagában. Mindez abból adódott, hogy a savanyú agyagos talajon a szalma Al-készletét a terhelés megkésztérez-



te. Tendenciájában a többi talajon is nyomon volt követhető némi emelkedés (100. táblázat).

100. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Al-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Al-terhelés, mg/kg talaj /3 év							
	0	152	304	608	1216		
cc. HNO <sub>3</sub> + cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható összes Al a talajban, g/kg							
Nyírlugos	5,5	5,8	5,8	5,9	6,4		5,9
Órbottyán	6,4	6,3	7,2	7,0	7,1	1,4	6,8
Nagyhőrcsök	23,5	23,9	23,7	22,1	22,4		23,1
Gyöngyös	31,3	30,4	29,4	31,5	31,6		30,8
a) Átlag	16,7	16,6	16,5	16,6	16,9	0,7	16,7
NH <sub>4</sub> -acetát + EDTA-oldható Al a talajban, mg/kg							
Nyírlugos	68	84	109	115	135		102
Órbottyán	28	32	34	40	52	14	37
Nagyhőrcsök	77	84	81	86	92		84
Gyöngyös	162	172	186	198	215		187
a) Átlag	84	93	103	110	124	7	102
Tavaszi árpa magtermés Al-tartalma, mg Al/kg							
Nyírlugos	8	6	7	7	7		7
Órbottyán	8	8	8	7	7	6	8
Nagyhőrcsök	18	18	18	12	10		16
Gyöngyös	5	6	6	9	9		7
a) Átlag	10	10	10	9	8	3	9
Tavaszi árpa szalma + pelyva Al-tartalma, mg Al/kg							
Nyírlugos	107	87	111	111	125		108
Órbottyán	112	112	139	175	181	80	144
Nagyhőrcsök	154	175	144	189	187		170
Gyöngyös	132	226	227	291	288		233
a) Átlag	126	150	155	192	195	40	164

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag Al-tartalma 2,03% volt

Az iszap szárazanyag 159 mg/kg *nikkelt* tartalmazott, a maximális Ni-terhelés 9,6 mg/kg volt. Az eredeti talajok összes és oldható Ni-tartalma egyaránt a kötöttségükkel párhuzamosan emelkedett. Az oldható frakció az összes készletnek 1/80 része a savanyú homok, 1/20 része a karbonátos homok, 1/8 része a vályog csernozjom és kevesebb, mint 1/4 része az agyagos vályogtalajon. Úgy tűnik minél gazdagabb a talaj Ni-ben annál nagyobb hányada marad oldhatóbb formában. Az iszapterheléssel a cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült összes Ni nagyjából a bevitt mennyiségnek megfelelően emelkedett, tehát jól kimutatható az elem akkumulációja e módszerrel (101. táblázat).

101. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Ni-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Ni-terhelés, mg/kg talaj /3 év</i>							
	0	1,2	2,4	4,8	9,6		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+ cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes Ni a talajban, mg/kg</i>							
Nyírlugos	8	8	11	12	17		11
Órbottyán	8	10	11	13	19	4	12
Nagyhörcsök	26	28	31	32	36		31
Gyöngyös	34	35	36	39	47		38
a) Átlag	19	20	22	24	30	2	23
<i>NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Ni a talajban, mg/kg</i>							
Nyírlugos	0,1	0,9	2,2	3,2	6,4		2,6
Órbottyán	0,4	1,1	1,8	3,0	5,6	1,0	2,4
Nagyhörcsök	3,1	4,3	5,3	6,5	9,5		5,7
Gyöngyös	9,3	10,5	11,6	12,7	16,2		12,1
a) Átlag	3,2	4,2	5,2	6,4	9,4	0,5	5,7
<i>Tavaszi árpa magtermés Ni-tartalma, mg Ni/kg</i>							
Nyírlugos	0,29	0,39	0,36	0,48	0,60		0,43
Órbottyán	<0,10	0,10	0,34	0,61	0,67	0,20	0,34
Nagyhörcsök	0,21	0,22	0,23	0,23	0,36		0,25
Gyöngyös	0,42	0,57	0,50	0,50	0,63		0,52
a) Átlag	0,26	0,32	0,36	0,46	0,56	0,10	0,39
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva Ni-tartalma, mg Ni/kg</i>							
Nyírlugos	0,91	1,06	0,99	1,24	1,14		1,07
Órbottyán	0,50	0,64	0,65	0,79	0,99	0,42	0,71
Nagyhörcsök	0,97	1,17	1,17	1,24	1,65		1,24
Gyöngyös	0,56	0,55	0,60	0,52	0,80		0,61
a) Átlag	0,74	0,86	0,85	0,95	1,14	0,21	0,91

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag Ni-tartalma 159 mg/kg volt

Az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható frakció átlagosan 6,2 mg/kg növekményt mutatott a kontrollhoz képest, tehát a bevitt nikkal 65%-a ebben a formában maradhatott a talajban a 3. év végén. A talajok között érdemi különbség nincsen. A tavaszi árpa magtermésének Ni-tartalma az iszaptrágyázás nyomán megduplázódott a talajok átlagában. Az emelkedés elsősorban a homoktalajokon volt látványos és igazolható. A szalma Ni-tartalma viszont a karbonátos talajokon igazolható a 101. táblázat adatai szerint.

Az iszap szárazanyag 8 mg/kg szelént tartalmazott, a maximális Se-terhelés 480 µg/kg, azaz 0,5 mg/kg körüli mennyiségnek adódott. A magtermés, valamint a talajok cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes és az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Se-tartalma egyaránt a 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt. A tavaszi árpa melléktermése viszont érzékenyen tükrözte a Se-terhelés hatását. A növény/talaj koncentráció hányadosaként ismert transzfer koefficiens (Tc) 1 körüli értéket mutat. Amennyiben a talaj Se-tartalma 480 µg/kg mennyiséggel gazdagodik, nagyjából a szalma Se-tartalma is e körüli gyarapodást, akkumulációt mutat a talajok átlagában. A maximális Se-koncentráció a karbonátos, ill. karbonátossá váló homoktalajokon termett szalmában figyelhető meg (102. táblázat).

102. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a növény Se-tartalmára

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg/3 év					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	5	10	20	40		
<i>Se-terhelés, µg/kg talaj/3 év</i>							
	0	60	120	240	480		
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva Se-tartalma, µg Se/kg</i>							
Nyírlugos	140	312	795	529	800		515
Órbottyán	475	491	780	853	844	230	689
Nagyhörcsök	232	419	678	807	693		565
Gyöngyös	191	165	211	456	515		308
a) Átlag	260	347	616	661	713	115	519

*Megjegyzés:* A magtermésben, valamint a tenyészedény-kísérlet talajaiban a cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható összes és az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Se-tartalom 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt. Az iszap szárazanyag 8 mg/kg szelént tartalmazott

Ismeretes, hogy a szelén karbonátos talajokban szelenát anion formájában könnyen felvehető, a szelenit formában adott szelén is gyorsan oxidálódik jól szellőzött karbonátos talajban szelenáttá (Kádár, 1995, 1998, 1999; Széles et al., 2006; Széles, 2007). Ugyanakkor a savas, redukáló és szerves anyagban gazdag talajban a nem mobilis felvehetetlen formák uralkodnak. A szerves Se-formákról keveset tudunk. A termőföldek már 1–5 mg/kg Se-tartalomnál szennyezettnek minősülnek. Az 5–10 mg/kg tartományban közepes, 10 mg/kg felett pedig erős Se-szennyezésről beszélünk (Kovács, 1990; Pais, 1980; Eikmann & Kloeke, 1991). A takarmányban Chaney (1982) szerint a 2 mg/kg feletti Se-tartalom már kritikusnak minősülhet, míg Brauer (1998) a 4–5 mg/kg Se-készletet tekinti annak. Az extrém nagyadagú iszaptrágyázás tehát inkább Se-hiányos takarmányt vagy élelmiszert eredményezhet hasonló viszonyok között.

#### Összefoglalás

– Az iszappal talajba vitt kalcium gyakorlatilag teljes mértékben kimutatható volt a cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> módszerrel. Az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható frakcióban szintén jól visszamérhető volt a felhasznált Ca-mennyiség a savanyú talajokban, míg a karbonátos talajokban a dúsulás nem volt igazolható. A tavaszi árpa szem- és szalmatermésében a Ca-tartalom minden talajon látványosan emelkedett.

– Az iszaptrágyával talajba kevert foszfor teljes mennyisége nyomon követhető volt a cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> összes tartalomban, a talajok P-készlete átlagosan 3–5-szörösére ugrott. Az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható frakció ugyanakkor már egy nagyságrenddel nőtt meg, minden talaj extrémén nagy P-ellátottságúvá vált. A tavaszi árpa szemtermésében a P-tartalom közel a kétszeresére, míg a szalmában 3-szorosára emelkedett a készlet átlagában.

– Az iszappal talajba került vas mintegy 50%-át találtuk cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható úgynevezett „összes” formában a kísérlet átlagában. A Fe elemiben szegény homoktalajokban az akkumuláció látványos (70%), míg a kötött és vasban gazdag talajokban az akkumuláció hibahatáron belül maradt. Az NH<sub>4</sub>-acetát + EDTA-oldható Fe-tartalom minden talajon többszörösére emelkedett a trágyázással és átlagosan 30% körüli visszamérhetőséget tükrözött. A tavaszi árpa magtermésében a vas átlagosan 37%-kal, a melléktermésben 56%-kal nőtt meg maximálisan a kontrollhoz viszonyítva.

- Az iszap szárazanyag 2% Al-ot tartalmazott, a maximális terhelés 1,2 g/kg Al-mennyiséget ért el. Dúsulás a cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  összes készletben nem volt igazolható. Az Al  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható frakció mennyisége viszont igazolhatóan kb. 50%-kal nőtt a trágyázással. A bevitt alumínium mintegy 3%-a volt kimutatható oldható formában. A tavaszi árpa magtermésének Al-tartalma érdemben nem változott a trágyázással. A melléktermésben viszont mintegy 50%-os emelkedés volt igazolható átlagosan, döntően a savanyú kötött talajon előálló kétszeres Al-dúsulás miatt.
- A talajok összes és oldható Ni-tartalma egyaránt jól tükrözte a talaj Ni-terhelését. A tavaszi árpa szem- és szalmatermésében a Ni-akkumuláció szintén igazolható volt az iszaptrágyázás nyomán. Az összes és az  $\text{NH}_4$ -acetát + EDTA-oldható Se, valamint a magtermés Se-tartalma egyaránt a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt. A tavaszi árpa szalmája 1 körüli transzfer koefficiens mutatót, a szelén a szalmában a bevitel arányában dúsult.

#### 6. A K, Mg, Na, Sr, Mn és S elemforgalom a kísérlet 3. évében

Az iszap káliumban (0,36%) viszonylag szegény volt. A K-bevitel maximuma 216 mg/kg mennyiséget ért el. A talajok cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  módszerrel becsült összes K-készlete azok kötöttségével párhuzamosan emelkedett. A kontrolltalajokat összevetve látható, hogy a könnyű vályogon (*Nagyhőrcsök*) mintegy 4-szeres, míg az agyagos nehéz vályogon (*Gyöngyös-Tasspuszta*) 7-szeres a K-túlsúly a homokokhoz viszonyítva. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakciókat tekintve a gyöngyösi talaj már 10–15-ször gazdagabb káliumban, mint a homoktalajok. Az iszaptrágyázás igazolhatóan nem módosította a talajok összes-K-tartalmát. Nem változott a homok- és vályogtalaj oldható K-tartalma sem a kezeléssel, míg a káliumban rendkívül gazdag gyöngyösi talajon az oldható tartalom bizonyíthatóan 80 mg/kg értékkel mérséklődött (103. táblázat).

Az utóbbi jelenség részbeni magyarázatául szolgálhat, hogy az alkalmazott óriási tömegű K-szegény iszaptrágya, mely a talajhoz viszonyítva 6%-os tömegarányt jelentett maximálisan, elsősorban a gyöngyösi talaj extrém nagy oldható K-készletének hígulását okozhatta. Más oldalról, a 3 év alatt történt összes föld feletti növényi K-felvétel ezen a termékenyebb talajon meghaladta az iszappal talajba juttatott K-mennyiséget, negatív K-mérleget indukálva.

A növényi K-tartalmakat illetően megállapítható, hogy csupán a káliumban leg-szegényebb nyírlugosi savanyú homokon termett árpa magtermésében nőtt a K% az iszaptrágyázással. Egyéb talajon nem történt igazolható változás. Ismert, hogy a vegetatív szalma képes érdemi luxusfelvételre, így a talajkínálatot megfelelően jellemezheti. A tavaszi árpa melléktermésének K-koncentrációja, a kiváló K-szolgáltató gyöngyösi talaj kivételével, mindhárom másik talajon igazolhatóan visszaesett. Emlékeztetőül, az alkalmazott iszaptrágya sz.a. 4,6% kalciumot tartalmazott, a kezelésekkkel tehát egy melioratív meszezésnek megfelelő Ca-bevitel is megvalósult. A fellépő Ca-K ionantagonizmus a növényi K-felvételt gátolhatta.

Megemlíthető, hogy az almos, 70–80%-os nedvességű istállótrágya esetében 0,6–1,0% közötti  $\text{K}_2\text{O}$ -tartalommal számolunk a szaktanácsadásban. Méréseink szerint a jó minőségű érett istállótrágya szárazanyaga 2–4% elemi káliumot tartalmazhat. Tehát a legáltalánosabb szerves trágya, az istállótrágya egy nagyságrenddel gazdagabb K-forrás lehet, mint a vizsgálatba vont városi szennyvíziszap. Mindez arra hívja fel a figyelmet, hogy káliumban hasonlóan szegény szerves anyag nagy mennyiségű beszán-

tásakor K-hiányos talajokon a beavatkozást K-mútrágyázással célszerű kiegészíteni a talajtermékenység megőrzése céljából.

**103. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény K-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>K-terhelés, mg K/kg talajban</i>							
	0	27	54	108	216		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes-K, g K/kg talajban</i>							
Nyírlugos	1,0	1,1	1,1	1,0	1,1	0,4	1,1
Órbottyán	1,0	0,9	1,1	1,1	1,1		1,1
Nagyhörcsök	4,2	4,3	4,2	3,9	3,9		4,1
Gyöngyös	7,0	6,8	6,8	7,0	6,8		6,8
a) Átlag	3,3	3,3	3,3	3,3	3,2	0,2	3,3
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható K, mgK/kg talajban</i>							
Nyírlugos	32	34	36	37	44		36
Órbottyán	41	43	41	48	53	34	45
Nagyhörcsök	122	119	122	131	133		125
Gyöngyös	485	453	448	439	407		446
a) Átlag	170	162	162	164	159	17	163
<i>Tavaszi árpa magtermés K %-a</i>							
Nyírlugos	0,47	0,48	0,59	0,58	0,66		0,55
Órbottyán	0,70	0,63	0,64	0,61	0,60	0,14	0,64
Nagyhörcsök	0,69	0,71	0,70	0,67	0,67		0,69
Gyöngyös	0,57	0,58	0,62	0,70	0,62		0,62
a) Átlag	0,61	0,60	0,64	0,64	0,64	0,07	0,62
<i>Tavaszi árpa + pelyva, K%-a</i>							
Nyírlugos	1,92	1,61	1,29	1,35	1,42		1,52
Órbottyán	1,82	1,35	1,45	1,23	1,29	0,40	1,43
Nagyhörcsök	1,93	1,78	1,77	1,67	1,56		1,74
Gyöngyös	2,68	2,70	2,70	2,72	2,75		2,71
a) Átlag	2,09	1,85	1,80	1,74	1,75	0,20	1,85

**Megjegyzés:** Az iszap szárazanyag 0,36% káliumot tartalmazott

Az iszap szárazanyag 0,86% magnéziumot tartalmazott. A Mg-terhelés maximuma 516 mg/kg mennyiségnek felelt meg, vagyis kereken 0,05%-nak adódott. Amint a 104. táblázat adatai mutatják, a savanyú és magnéziumban is szegény talajok (*Órbottyán, Gyöngyös*) cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült összes-Mg-tartalma a maximális terhelés eredményeképpen 0,05%-kal emelkedett igazolhatóan. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható frakció mennyisége a savanyú homoktalajban mindössze 67 mg/kg és az iszaptrágyázással megháromszorozódott. Igazolható az oldható magnézium dúsulása a heterogén karbonátos órbottyáni talaj kivételével minden talajfélésegen. A savanyú nyírlugosi homok- és a karbonátos talajok összes, illetve oldható Mg-készletében közel egy nagyságrendi különbség figyelhető meg a kontrolltalajokban (104. táblázat).

104. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Mg-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Mg-terhelés, mg Mg/kg talajban</i>							
	0	66	129	258	516		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes-Mg, %</i>							
Nyírlugos	0,11	0,11	0,12	0,13	0,16		0,13
Órbottyán	0,94	0,98	0,97	0,96	0,96	0,04	0,96
Nagyhőrcsök	1,07	1,06	1,08	1,06	1,04		1,06
Gyöngyös	0,48	0,50	0,49	0,50	0,53		0,50
a) Átlag	0,65	0,66	0,66	0,66	0,67	0,02	0,66
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Mg, mg Mg/kg talajban</i>							
Nyírlugos	67	96	110	131	212		123
Órbottyán	603	624	630	620	623	40	620
Nagyhőrcsök	545	592	551	570	601		572
Gyöngyös	458	488	521	537	622		525
a) Átlag	418	450	453	465	515	20	460
<i>Tavaszi árpa magtermés Mg %-a</i>							
Nyírlugos	0,16	0,18	0,18	0,16	0,19		0,17
Órbottyán	0,15	0,16	0,16	0,17	0,17	0,02	0,16
Nagyhőrcsök	0,14	0,15	0,16	0,16	0,16		0,15
Gyöngyös	0,16	0,17	0,17	0,17	0,17		0,17
a) Átlag	0,15	0,16	0,17	0,17	0,17	0,01	0,16
<i>Tavaszi árpa + pelyva, Mg %-a</i>							
Nyírlugos	0,28	0,28	0,29	0,31	0,35		0,30
Órbottyán	0,27	0,27	0,27	0,30	0,33	0,04	0,28
Nagyhőrcsök	0,27	0,26	0,28	0,30	0,30		0,28
Gyöngyös	0,22	0,23	0,20	0,21	0,24		0,22
a) Átlag	0,26	0,26	0,26	0,28	0,31	0,02	0,27

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 0,86% magnéziumot tartalmazott

A tavaszi árpa szemtermésének Mg-koncentrációja viszonylag kevésbé változik a talajok vagy a kezelés függvényében. A növekvő trend azonban minden talajon egyértelmű, tehát az iszapterhelés összességében a Mg-felvétel javulását eredményezte. A melléktermésben már kifejezettebb ez a hatás, különösen a két homoktalajon (*Órbottyán, Nyírlugos*), ahol statisztikailag is igazolhatónak mondható a szalma Mg-tartalmának emelkedése. Mindez annyiban figyelemre méltó, hogy az iszap sz.a. 4,60%-os Ca-tartalmát tekintve a Ca/Mg aránya 5,3 értéket mutatott, tehát a Ca-túlsúly több mint 5-szörös volt a trágyában. Megemlítjük, hogy az MTA TAKI Órbottyáni Kísérleti Telepén beállított műtrágyázási tartamkísérletben a tavaszi árpa szem átlagosan 0,15%, míg a szalma 0,25% magnéziumot tartalmazott egy aszályos évben (*Kádár, 2008*). Nagyhőrcsöki kísérletünkben a szem átlagosan 0,14%, a szalma 0,16% Mg-tartalommal rendelkezett (*Kádár, 2004*).

Az iszap sz.a. 640 mg Na/kg Na-készlettel rendelkezett, a 3 év alatt a maximális összterhelés kerekén 45 mg/kg értéknek adódott. A talajok kötöttségével emelkedett, mintegy megháromszorozódott a cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> „összes”, valamint az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Na-frakció mennyisége az eredeti kontrolltalajokban. Az oldha-

tó frakció az összes-Na-készletnek mintegy 50%-át tette ki a gyöngyösi talajban, míg a többi talajban átlagosan 30% körüli részarányt képviselt. A maximális 45 mg/kg Na-terhelés 20–25 mg/kg értékkel növelte mind az összes, mind az oldható frakció mennyiségét a talajban (105. táblázat).

105. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Na-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Na-terhelés, mg Na/kg talajban							
	0	5,6	11,2	22,4	44,8		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható összes-Na, mg Na/kg talajban							
Nyírlugos	91	98	97	97	113		99
Órbottyán	122	120	131	130	134	28	127
Nagyhörcsők	250	262	252	239	252		251
Gyöngyös	284	295	282	322	340		305
a) Átlag	187	194	190	197	210	14	196
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA-oldható Na, mg Na/kg talajban							
Nyírlugos	32	29	36	32	55		37
Órbottyán	46	46	39	42	43	30	43
Nagyhörcsők	73	73	70	75	81		74
Gyöngyös	138	150	164	169	206		165
a) Átlag	72	74	77	79	96	15	80
Tavaszi árpa magtermés Na-tartalma, mg Na/kg							
Nyírlugos	308	256	336	313	384		319
Órbottyán	313	422	359	472	499	46	413
Nagyhörcsők	196	239	219	345	415		282
Gyöngyös	112	97	102	125	150		117
a) Átlag	232	253	254	314	362	23	283
Tavaszi árpa + pelyva Na %-a							
Nyírlugos	0,49	0,53	0,80	0,73	1,22		0,75
Órbottyán	0,29	0,79	0,67	1,04	1,23	0,10	0,80
Nagyhörcsők	0,27	0,43	0,58	0,92	1,09		0,66
Gyöngyös	0,14	0,17	0,20	0,20	0,37		0,21
a) Átlag	0,30	0,48	0,56	0,72	0,98	0,05	0,61

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 640 mg/kg nátriumot tartalmazott

A kontrolltalajok átlagában a szalma 13-szor annyi nátriumot tartalmazott, mint a szem, míg a maximális iszapkezelésben ez az arány 27-szeres. A nátrium közismerten nagyon mobilis a talaj–növény rendszerben. A luxusfelvételt mutató szalmában mennyisége több mint háromszorosára ugrott a legnagyobb iszaptrágya-adag hatására. A szemtermés e tekintetben genetikailag védett, a trágyahatás a kontrollhoz viszonyítva itt 60% körüli mindössze. Megfigyelhető, hogy bár a kötött talajok gazdagok Na-készletüket tekintve, a tavaszi árpa szem- és szalmatermésében a kötöttséggel 1/3-ára zuhant a beépült Na-mennyiség. A döntően transzspirációs vízzel, talajoldatból növénybe jutó Na felvétele, áramlása tehát a kolloidokban gazdag talajban korlátozott lehet. Az is nyilvánvaló, hogy az alkalmazott iszap nagy (4,6%-os) Ca-tartalma nem akadályozta a nátrium beépülését, tehát a Ca–Na ion-antagonizmus mechanizmusa a Na-felvételt nem gátolta (105. táblázat).

Mivel tenyészedény-kísérlet viszonyai között a nátrium nem mosódhat a mélyebb talajrétegekbe az esővel, extrém módon felhalmozódhat a növényben. Szabadföldi műtrágyázási tartamkísérletünkben a tavaszi árpa szemtermés Na-tartalma Órbottyánban, ill. Nagyhörcsőkön 37, illetve 77 mg Na/kg volt, míg a szalmában aratáskor 109, ill. 340 mg/kg Na-koncentrációkat mértünk. Látható a 105. táblázat adataiból, hogy az edényekben termett árpamag és -szalma egy nagyságrenddel több nátriumot akkumulált szerveiben, mint a szabadföldön. Amennyiben az öntözővíz nátriumot tartalmaz, természetesen az forrásául szolgálhat az akkumulációnak.

Az iszap szárazanyag 239 mg/kg stronciumot tartalmazott, 3 év alatt a maximális összes terhelés 14,4 mg/kg-nak felelt meg. Amint az 106. táblázatban látható, a cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  módszerrel becsült összes-Sr mennyisége átlagosan kétszerese az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakciónak. A talajok között azonban jelentős a különbség. A savanyú, stronciumban rendkívül szegény nyírlugosi homokon az oldható Sr-frakció részaránya 25%, míg az órbottyáni karbonátos homokon 72% a kezeletlen talajon. A stroncium a kőzetekben és talajokban a kalcium kísérőeleme, így mennyisége, előfordulása természetszerűen a talajok mészállapotához kötődik.

106. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Sr-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Sr-terhelés, mg Sr/kg talajban</i>							
	0	1,8	3,6	7,2	14,4		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes-Sr, mg Sr/kg talajban</i>							
Nyírlugos	8	10	12	14	21		13
Órbottyán	72	73	76	73	78	6	74
Nagyhörcsők	59	62	63	65	71		64
Gyöngyös	42	43	43	53	55		47
a) Átlag	45	47	48	51	56	3	50
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Sr, mg Sr/kg talajban</i>							
Nyírlugos	2	3	4	6	9		5
Órbottyán	52	51	50	49	49	4	50
Nagyhörcsők	30	31	30	31	31		30
Gyöngyös	13	14	14	15	18		15
a) Átlag	24	25	25	25	27	2	25
<i>Tavaszi árpa magtermés Sr-tartalma, mg Sr/kg</i>							
Nyírlugos	1,1	0,8	0,6	0,7	0,5		0,7
Órbottyán	1,5	1,2	0,8	0,8	0,8	0,4	1,0
Nagyhörcsők	1,5	1,0	1,0	1,0	0,9		1,1
Gyöngyös	1,1	0,9	0,9	0,9	0,9		0,9
a) Átlag	1,3	1,0	0,8	0,8	0,8	0,2	0,9
<i>Tavaszi árpa + pelyva Sr-tartalma, mg Sr/kg</i>							
Nyírlugos	20	17	17	17	17		18
Órbottyán	20	20	17	20	18	6	18
Nagyhörcsők	21	22	21	22	22		22
Gyöngyös	20	21	21	20	21		21
a) Átlag	20	20	19	20	19	3	20

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 239 mg/kg stronciumot tartalmazott



A bevitt 14 mg/kg stroncium 11 mg/kg növekményt indukált az összes, illetve 3 mg/kg emelkedést az oldható Sr-tartalomban, a talajok átlagában. Az akkumuláció alapvetően a stronciumban szegényebb savanyú talajokban igazolható és különösen látványos a savanyú nyírségi homokon. A tavaszi árpa melléktermése átlagosan 20-szor gazdagabb stronciumban, mint a magtermés. A növényi szervek Sr-tartalma viszonylag kiegyenlített, a talajminőség kevésbé befolyásolja. Az iszaptrágyázással a Sr-felvétel visszaesett. A szalmában ez a csökkenés csak tendencijelleggel nyilvánult meg, míg a szemben kifejezettebb és statisztikailag is igazolható volt. A jelenség magyarázatául a Ca–Sr kationantagonizmus szolgálhat. Az iszap Ca/Mg aránya 3200 körüli volt (106. táblázat).

Az iszap szárazanyagában 421 mg/kg Mn-tartalom volt, a maximális Mn-terhelés a 3 év alatt kerekén 25 mg/kg-nak adódott. A talajok összes és oldható Mn-készlete azok kötöttségével függ össze alapvetően. Az oldható Mn mennyisége az összes-Mn-nek mintegy felét képviselte a talajok átlagában. Savanyú kilúgzott homokon az oldható frakció azonban mindössze 16%-ot jelentett a kezeletlen talajon, míg az agyagos vályogon 55%-ot. Az összes Mn-tartalom nem módosult az iszaptrágyázással, a változások a kísérleti hibatartományon belül maradtak. Az oldható tartalom a Mn-szegény savanyú homokon növekvő, míg a Mn-ban extrémén gazdag agyagos gyöngyösi talajon visszaesett. Az utóbbi jelenséghez hozzájárulhatott a már említett, 6% talajtömeget elérő iszaptrágyázás által okozott hígulási effektus (107. táblázat).

A tavaszi árpa melléktermése átlagosan kétszer annyi mangánt tartalmazott, mint a mag. A Mn-felvétel pH-függő. Savanyú környezetben a Mn beépülése ugrásszerűen megnőhet. A 4,5 pH(KCl) értékkel jellemezhető nyírlugosi savanyú homokon a szem 46 mg/kg, a szalma 165 mg/kg mangánt akkumulált a kontrolltalajban. Ez a karbonátos örbottyáni talajon termett mag Mn-készletét több mint kétszeresen, a szalmáét pedig hatszorosan haladta meg. Iszaptrágyázással a pH-érték emelkedett és a Mn-beépülés lecsökkent a savanyú homokon. A két karbonátos talajon (Örbottyán, Nagyhöröcsök) viszont tendenciájában inkább javult a talaj Mn-szolgáltatása, a növényi szervekben nagyobb Mn-koncentrációk jelentkeztek. Feltehető, hogy az iszap szerves anyaga védelmet nyújthat a mangán talajbani leköötődésével szemben, erősen meszes környezetben és 7 feletti pH(KCl) értéknél is (107. táblázat).

Az iszap 0,61% kén-t tartalmazott, a S-terhelés a 3 év alatt 366 mg/kg mennyiséget ért el maximálisan. A 108. táblázat eredményei szerint a talajok összes- és oldható S-tartalma a kötöttségükkel nőtt. A kísérlet átlagában tekintve az összes-S-készlet ¼-ét tette ki az oldható frakció. A kezeletlen talajokat tekintve azonban lényeges az eltérés: savanyú homokon az oldható frakció aránya 51%, karbonátos homokon 41%, a kötött talajok átlagában pedig 24%. Úgy tűnik tehát, hogy minél kisebb volt a talaj S-tartalma, annál nagyobb hányada volt oldható.

Az iszappal bevitt kén mennyisége arányosan növelte a talajok összes-S-készletét, tehát teljes mértékben kimutatható volt a módszerrel. Az oldható frakció 78 mg/kg értékkel nőtt maximálisan a kontrolltalajhoz viszonyítva, tehát 21% jelent meg ebben a formában a talajban. A tavaszi árpa magtermésében átlagosan 0,39%, melléktermésében 0,40% S-koncentrációt mértünk a talajtól és a kezeléstől függetlenül, mely a bőséges S-ellátottságra utalhat még a kontrolltalajokon is. Az iszaptrágyázásra a tavaszi árpa további luxusfelvétellel már nem reagált (108. táblázat). Megemlítjük, hogy szabadföldi tartamkísérletben örbottyáni talajon a tavaszi árpa magban 0,19%, szalmában 0,22 % S-tartalmat találtunk (Kádár, 2008).

107. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Mn-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Mn-terhelés, mg/Mn/kg talajban</i>							
	0	3,1	6,3	12,6	25,2		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes-Mn, mg Mn/kg talajban</i>							
Nyírlugos	202	203	201	200	204	50	202
Órbottyán	284	280	313	309	291		295
Nagyhőrcsök	662	663	657	652	638		654
Gyöngyös	951	924	929	939	933		935
a) Átlag	525	518	525	525	516	25	522
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Mn, mg Mn/kg talajban</i>							
Nyírlugos	33	44	57	53	57	24	49
Órbottyán	107	110	109	109	113		110
Nagyhőrcsök	338	358	338	332	322		338
Gyöngyös	524	505	500	483	442		491
a) Átlag	251	255	251	244	233	12	247
<i>Tavaszi árpa magtermés Mn-tartalma, mg Mn/kg</i>							
Nyírlugos	46	40	32	27	27	6	35
Órbottyán	20	21	22	25	24		22
Nagyhőrcsök	19	21	24	25	26		23
Gyöngyös	16	17	18	22	20		19
a) Átlag	26	25	24	25	24	3	25
<i>Tavaszi árpa + pelyva Mn-tartalma, mg Mn/kg</i>							
Nyírlugos	165	127	92	79	59	24	104
Órbottyán	25	23	30	38	39		31
Nagyhőrcsök	39	41	49	53	54		47
Gyöngyös	31	32	25	28	27		28
a) Átlag	65	56	49	49	45	12	53

108. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény S-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g/kg talaj					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>S-terhelés, mg S/kg talajban</i>							
	0	46	92	183	366		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható összes-S, mg S/kg talajban</i>							
Nyírlugos	77	124	178	256	409	62	209
Órbottyán	116	164	202	248	500		246
Nagyhőrcsök	299	366	434	581	810		498
Gyöngyös	287	373	442	584	766		490
a) Átlag	195	257	314	417	621	31	361
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható S, mg S/kg talajban</i>							
Nyírlugos	39	41	68	75	116	22	68
Órbottyán	47	54	54	72	94		65
Nagyhőrcsök	62	73	88	112	150		97
Gyöngyös	78	98	119	135	181		122
a) Átlag	57	67	83	98	135	11	88

Megjegyzés: az iszap szárazanyag 0,61% S-tartalmat mutatott. A tavaszi árpa magja 0,39%; a melléktermése 0,40% S-tartalommal rendelkező átlagosan

### ***Összefoglalás***

- Bár a maximális iszapterheléssel a kioldható, illetve engedélyezett Zn, Cu, Cr és Cd elemek mennyiségeit 10–14-szeresen túlléptük 3 éven át, a tavaszi árpa szemtermése közel 5-szörösére, szalmatermése 3,5-szörösére nőtt a kontrollhoz viszonyítva a 3. évben. Depresszió nem jelentkezett.
- A talajok eredeti cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  módszerrel becsült összes Na- és S-készlete mintegy 3-szorosára, Mn- és K-tartalma 5–7-szeresére nőtt azok kötöttségével. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható elemtartalom szintén emelkedett az eredeti talajokban a kötöttséggel: a Na és S esetében átlagosan 2–4-szeres, a K és Mn esetén 15–16-szoros koncentrációkat találtunk az agyagos talajban, összevetve a savanyú homokkal. A Mg és a Sr összes oldható formája egyaránt nagyságrendi dúsulást jelzett a karbonátos talajokban a savanyú homoktalajhoz képest.
- Az iszaptrágyával talajba vitt magnézium csak a savanyú talajokban volt kimutatható, összes Mg-készletük gyarapodásában. A bevitt kén teljes mérleg szerinti mennyisége viszont minden talajon arányosan növelte a talajok összes S-készletét. A stroncium átlagosan mintegy 70%-os, a nátrium 50%-os emelkedést okozott e tekintetben. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható elemfrakció növekménye az iszaptrágyával talajba juttatott Sr 90%-ának, a Na 50%-ának, a Mg és S 20%-ának felelhet meg átlagosan a mérlegszemlélet alapján.
- A káliumban igen gazdag gyöngyösi agyagos talaj oldható K-tartalma mérséklődött az iszaptrágyázással részben a K-szegény nagytömegű iszaptrágya által okozott hígulás, részben a negatív K-mérleg miatt. Ez a talaj mangánban is rendkívül gazdagnak bizonyult, az összes és oldható Mn mennyisége szintén visszaesett igazolhatóan a nagytömegű, szerves anyagban és kalciumban gazdag iszaptrágya által indukált hígulás miatt.
- Az iszaptrágyázással csökkent (az agyagos vályogtalaj kivételével) a tavaszi árpa szalmatermésének K%-a, valamint a savanyú homokon a Mn-koncentráció. Nem változott a S- és a Sr-, enyhén emelkedett a Mg-, illetve megháromszorozódott a Na-beépülés a kontrollhoz képest a kezelések hatására. A kén egyenletesen oszlott meg a szemben és a szalmában. A szalma viszont 1,5–2-szer gazdagabb volt Mg és Mn, 3-szor K, valamint 15–20-szor Na és Sr elemekben a maghoz viszonyítva.

### ***7. Ba, B, Pb, Mo, Sn, Co, As elemforgalom a kísérlet 3. évében***

A vizsgált szennyvíziszap szárazanyag 0,11% báriumot tartalmazott. A 3 év alatt maximálisan 60 g/kg, azaz talajtömegre számítva 6% iszapterhelést alkalmaztunk. Ebből adódóan a Ba-bevitel maximuma 64 mg/kg mennyiséget ért el. Amint a 109. táblázat adatai mutatják, a bevitt bárium gyakorlatilag teljes mennyisége kimutatható cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással a talajban. Minden talajon és a talajok átlagában az „összes” Ba-készlet arányosan emelkedett a terheléssel, figyelembe véve a kísérlet hibáját is. A kontrolltalajok eredeti „összes” Ba-tartalma azok kötöttségével, illetve agyagtartalmával többszöröződött.

Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható Ba-tartalom a talajok kötöttségével szintén többszörösére ugrott az „összes” készlethez hasonlóan. A bevitt báriummal csupán a savanyú homoktalaj oldható Ba-tartalma mutatott szignifikáns emelkedést. A karbonátos homokon nem volt módosulás, míg a kötöttebb talajokon az oldható Ba-mennyiség igazolhatóan visszaesett. Feltehetően kevésbé oldható formában megkötődik a talaj-

ban. A kötött talajokon az oldható bárium koncentrációjának csökkenése a kontrollhoz viszonyítva drasztikus méretű (20–25%-os). Az iszap óriási (35%-os) szervesanyag-készlete az oldhatóságot megszüntethette, a talajok adszorpciós képességét növelve (109. táblázat).

Ismert, hogy a Sr és Ba elemek a kalciumot helyettesíthetik és viszont, a fennálló kínálat függvényében. A Ca–Sr–Ba közös transzport mechanizmussal rendelkezik. A kalciummal jól ellátott talajon visszaszorul a növény Sr- és Ba-felvétele a kationantagonizmus eredményeképpen. A 4,6% Ca-tartalmú iszapterheléssel valójában melioratív meszezés is megvalósult, ezért nemcsak a kémiai oldhatóság mérséklődött a talajban, hanem a növényi felvehetőség is. A tavaszi árpa magtermésében a Ba-mennyiség 1/3-ára visszaesett a maximális iszapterhelés nyomán a kontrollhoz viszonyítva. A melléktermésben szintén megfigyelhető ez a csökkenés, bár kevésbé látványosan. A bemutatott adatokból az is látható, hogy a melléktermés a kontrolltalajokon mintegy 20-szorosan, míg a maximális iszapterheléssel terhelt talajokon 40-szeresen gazdagabb Ba-ban, mint a generatív szem (109. táblázat).

109. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Ba-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Ba-terhelés, mg Ba/kg talajra</i>							
	0	8	16	32	64		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Ba, mg Ba/kg talajban</i>							
Nyírlugos	27	35	47	60	85		51
Órbottyán	29	34	47	50	91	14	50
Nagyhörcsők	112	123	134	152	192		143
Gyöngyös	203	213	212	255	269		230
a) Átlag	93	101	110	129	159	7	118
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Ba, mgBa/kg talajban</i>							
Nyírlugos	5	6	7	8	9		7
Órbottyán	7	7	6	6	7	2	7
Nagyhörcsők	21	20	19	17	15		18
Gyöngyös	28	27	26	24	21		25
a) Átlag	15	15	15	14	13	1	14
<i>Tavaszi árpa magtermés, mg Ba/kg</i>							
Nyírlugos	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1		0,3
Órbottyán	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2
Nagyhörcsők	0,7	0,2	0,2	0,2	<0,1		0,2
Gyöngyös	1,2	0,9	1,1	0,8	0,6		0,9
a) Átlag	0,6	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0,4
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva, mg Ba/kg</i>							
Nyírlugos	11	11	11	9	8		10
Órbottyán	14	10	9	7	5	6	9
Nagyhörcsők	13	14	11	10	9		12
Gyöngyös	15	14	14	13	10		13
a) Átlag	13	12	11	10	8	3	11

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 1100 mg/kg báriumot tartalmazott

A városi iszap szárazanyag Pb-tartalma 355 mg/kg volt. A 3 év alatt a maximális Pb-terhelés a 21 mg/kg mennyiséget meghaladta. Az iszappal talajba kevert ólom jól tükröződött a talaj cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” Pb-készletében. A talajok eredeti Pb-tartalma azok kötöttségi sorának megfelelően ugrásszerűen megemelkedett. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakció szintén látványosan nőtt a kötöttséggel. A bevitt ólom mintegy 50%-át találtuk az oldható frakció növekményében a talajok átlagában. A kísérleti mérések hibáját figyelembe véve kiugró különbségek nem jelentkeznek a savanyú és karbonátos, illetve a laza és kötöttebb talajok között. Az ólom növényi felvehetősége azonban nem javult az iszaptrágyázással. A tavaszi árpa szem- és szalmatermésében az Pb-koncentráció a 0,3–0,5 mg/kg kimutatási határ alatt maradt (110. táblázat). Megemlítjük, hogy bár a talajok Pb-készletének jelentős hányada kémiailag oldható formában kimutatható talajvizsgálatokkal, az ólom valójában nem mobilis a talaj–növény rendszerben. Szabadföldi tartamkísérletünkben hasonló tapasztalatokat szerezünk (Kádár et al. 2000a,b).

110. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Pb-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Pb-terhelés, mg Pb/kg talajra</i>							
	0	2,7	5,4	10,8	21,3		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Pb, mg Pb/kg talajban</i>							
Nyírlugos	7	10	13	18	27		15
Órbottyán	6	9	12	13	26	6	13
Nagyhörcsök	14	17	20	28	39		24
Gyöngyös	22	26	32	38	48		33
a) Átlag	13	16	20	24	35	3	21
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Pb, mgPb/kg talajban</i>							
Nyírlugos	2	3	6	7	13		6
Órbottyán	2	3	4	5	9	4	5
Nagyhörcsök	4	5	7	10	14		8
Gyöngyös	8	10	12	15	23		14
a) Átlag	4	6	7	9	15	2	8

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 355 mg/kg Pb-tartalommal rendelkezett. A tavaszi árpa mag- és szalmatermésében az Pb-tartalom a 0,3 mg Pb/kg kimutatási határ alatt maradt

Az iszap szárazanyag 49 mg/kg bórt tartalmazott, a maximális B-bevitel a 3 év alatt 3 mg/kg mennyiségnek felelt meg. A kötöttebb talajok eredeti cc. $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  „összes” B-készlete mintegy háromszorosa volt a homoktalajokénak. Amint a III. táblázatban látható, a talajba juttatott bór gyakorlatilag teljes mennyisége kimutatható az „összes” tartalom gyarapodásában, a mérések hibáját, szórását is figyelembe véve. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható B-tartalom a kezeletlen savanyú homoktalajhoz képest egy nagyságrendbeli emelkedést jelez a kötöttebb karbonátos csernozjom talajban. Az iszapterhelés eredményeképpen az oldható B-koncentráció átlagosan 1 mg/kg értékkel javul, tehát az iszappal bevitt bór 1/3-a oldható formában maradt a talajban. A tavaszi árpa melléktermése közelítően egy nagyságrenddel több bórt akumulált szövegeiben átlagosan, mint a generatív szemtermés. A mag B-koncentrációja mindössze 1 mg/kg értékkel nő a trágyázással a kontrollhoz képest, míg a melléktermése 23 mg/kg értékkel a talajok átlagában. A bór luxusfelvétele különösen a homoktalajokon

látványos, ahol az árpaszalma eredeti B-tartalma 3–4-szeresére emelkedik az iszapterheléssel. Kiugró akkumulációval tűnik ki a savanyú homokon termett szalma, melyben a B-koncentráció 79 mg/kg (111. táblázat).

Korábban vizsgáltuk a K és B elemek közötti kölcsönhatásokat tenyészedény-kísérletben az őrbottyáni karbonátos homoktalajon, valamint a nagyhörcsöki mészlepedékes vályogtalajon napraforgó jelzőnövénnyel. A 4–6 leveles napraforgó szárazanyagban a 33 mg/kg B-koncentrációt mutattunk ki a kezeletlen talajon. A lineárisan emelkedő 10, 20 és 30 mg/kg B-terhelés nyomán a hajtás B-tartalma exponenciálisan nőtt, homoktalajon elérve a 780 mg/kg értéket. A 100–150 mg/kg feletti növényi B-tartalom mérgezéshez vezetett, kifejezett termésesökkenéssel. Megállapításaink szerint a bór nem kötődik meg e talajokban a növény számára felvehető formában, borátanionként a tömegárammal könnyen bejut a növénybe és főként a föld feletti hajtásban, levélben akkumulálódik. Növényanalízissel a B-ellátottság ellenőrizhető. A talaj javuló K-ellátottsága bizonyos fokig képes volt ellensúlyozni a B-túltrágyázás kedvezőtlen hatását a káliumban szegény homoktalajon (Shalaby & Kádár, 1984; Kádár & Shalaby, 1985).

111. táblázat. Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény B-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>B-terhelés, mg B/kg talajra</i>							
	0	8	16	32	64		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” B, mg B/kg talajban</i>							
Nyírlugos	4	4	5	6	7		5
Őrbottyán	5	5	6	6	8	2	6
Nagyhörcsök	16	17	17	16	18		17
Gyöngyös	16	15	15	17	19		16
a) Átlag	10	10	10	11	13	1	11
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható B, mgB/kg talajban</i>							
Nyírlugos	0,1	0,2	0,3	0,5	1,0		0,4
Őrbottyán	0,4	0,6	0,7	0,8	1,2	0,2	0,7
Nagyhörcsök	1,9	2,1	2,2	2,5	2,8		2,3
Gyöngyös	1,0	1,1	1,2	1,4	2,0		1,3
a) Átlag	0,8	1,0	1,1	1,3	1,8	0,1	1,2
<i>Tavaszi árpa magtermés, mg B/kg 2000-ben</i>							
Nyírlugos	2,1	2,8	3,0	3,6	3,6		3,0
Őrbottyán	1,4	1,3	1,6	2,1	2,4	0,6	1,7
Nagyhörcsök	2,0	2,0	2,2	2,3	2,5		2,2
Gyöngyös	1,3	1,6	1,7	2,3	2,2		1,8
a) Átlag	1,7	1,9	2,1	2,6	2,7	0,3	2,2
<i>Tavaszi árpa szalma + pelyva, mg B/kg 2000-ben</i>							
Nyírlugos	24	32	48	55	79		48
Őrbottyán	7	10	13	18	27	8	15
Nagyhörcsök	10	12	15	16	18		14
Gyöngyös	15	17	16	17	23		18
a) Átlag	14	18	23	26	37	4	24

Megjegyzés: Az iszap szárazanyag 49 mg/kg bórt tartalmazott

A K×B kölcsönhatásokat szabadföldi tartamkísérletben is vizsgáltuk kukorica növényvel a nagyhőrcsöki mészlepedékes csernozjom talajon. Eltérő K-ellátottságú parcellákon 0, 20, 40 és 60 kg/ha B-terhelést alkalmaztunk. A 4–6 leveles kukorica hajtásának B-koncentrációja a kontrollon mért 17 mg/kg szárazanyag mennyiségről 132 mg/kg-ra emelkedett maximálisan, míg a szemtermés 7,5-ről 6,0 t/ha-ra csökkent. A betakarításkori szem- és szártermés mérsékelt B-készlettel rendelkezett. A szárbán 7–22 mg/kg, míg a szemben 5–15 mg/kg között változott a beépült B-mennyiség a kínálat függvényében (Kádár & Csathó, 1991; Csathó, 1994).

Eaton (1944) és Bingham (1973) vizsgálatai szerint az árpa és a kukorica is közepesen toleráns fajok a B-mérgezéssel szemben, azaz mintegy 5 mg/kg forróvíz-oldható B-tartalmat elviselhetnek. Ez az általunk vizsgált nagyhőrcsöki talajon 10 mg/kg  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható B-tartalomnak felelhet meg. Wear és Patter-son (1962) hangsúlyozták, hogy kötött talajon ugyanakkora vízdoldható B-tartalom kisebb növényi felvételt és toxicitást eredményez. Kevésbé puffertalajokon az 5–20 kg B/ha feletti adagolás már esetenként terméseszköket eredményezhet Mortvedt és Cunningham (1971) adatai alapján. A hivatkozott saját és irodalmi eredmények szerint tehát a tavaszi árpa B-tartalma mérsékelt maradt az iszapkezelés nyomán. Chaney (1982) normálisnak tekinti a 7–75 mg/kg közötti B-tartalmat a növényben, az egészségügyi maximum a 150 mg/kg feletti tartomány lehet.

Az iszap szárazanyag 7 mg/kg Mo-készlettel rendelkezett, a Mo-terhelés a 3 év alatt maximálisan 0,42 mg/kg mennyiségnek adódott. A kontrolltalajok eredeti cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  „összes” Mo-készlete a 0,1 mg/kg méréshatár körüli tartományban volt, mely az iszaptrágyázással közel ötszörössére nőtt. A talajbani akkumuláció általában jól tükrözte a talajterhelést, bár a kötött savanyú gyöngyösi talajon kisebb akkumulációt mértünk. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható Mo-tartalomban érdemi különbségek találhatók az egyes talajok között. A gyöngyösi talaj eredendően nagyobb oldható készlettel rendelkezik és úgy tűnik, hogy a savanyú talajokban az akkumuláció kifejezettebb. Összességében az iszappal bevitt molibdén mintegy negyede tükröződik a talajok oldható Mo-tartalmának emelkedésében (112. táblázat).

A tavaszi árpa mag- és szalmatermésében az átlagos Mo-koncentráció viszonylag kiegyenlített, a kontrolltalajokon 0,6 mg Mo/kg sz.a., a maximális iszapterhelésű kezeléseknél 3,0–3,6 mg Mo/kg sz.a. koncentrációkkal. Mind a szem-, mind a szalmatermés a karbonátos homoktalajon a leggazdagabb molibdénban. Ismert, hogy a Mo-felvétel pH-függő. Savanyú talajon a felvétel gátolt, míg a pH emelkedésével a növényi felvehetőség javul. Emlékeztetőül, az iszap szárazanyag 4,6% kalciumot tartalmazott és a kezelés eredményeképpen a pH(KCl) értéke a savanyú talajokon is 6,5 fölé emelkedett (Kádár & Morvai, 2008a).

Az alkalmazott precíz kísérleti és mérési technika lehetővé tette olyan mikroelemek nyomon követését is a talaj–növény rendszerben, melyek csupán néhány, vagy néhány tized mg/kg mennyiségben fordultak elő. Az iszap szárazanyag 96 mg/kg Sn elemet tartalmazott, a maximális Sn-terhelés a 3 év alatt 5,6 mg/kg mennyiséget tett ki. A kontrolltalajok cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  „összes” Sn-készlete azok kötöttségével nőtt. Az iszaptrágyával talajba vitt Sn-mennyiség átlagosan 50%-a a talajok „összes” Sn-készletének akkumulációjában jelentkezett. Az egyes talajok között érdemi különbséget nem találtunk. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható Sn-tartalom kezeléstől és talajtól függetlenül a 0,1 mg/kg méréshatár; a tavaszi árpa szem- és szalmatermésében a 0,4 mg/kg méréshatár alatt maradt (113. táblázat).

Az ónról még kevés ismerettel rendelkezünk, ami a talaj–növény rendszerbeni mozgását illeti. Kémiai viselkedése részben az ólomhoz hasonló, de biológiailag ártalmatlan elemnek tekintik és szóródása a környezetben minimális. Legfőbb ásványa a kassziterit ( $\text{SnO}_2$ ) és az elemi ón igen stabil, nehezen oldódó anyag. Ezért is használják a desztvíz vezetésre, élelmiszertartályok és régebben ivóedények, ónkupák készítésére. A növényi felvétel általában néhány, vagy néhány tized mg Sn/kg, összességében a táplálékláncban az ón nem dúsul (Pais, 1980).

**112. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj és növény Mo-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Mo-terhelés, µg Mo/kg talajra</i>							
	0	50	100	210	420		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Mo, µg Mo/kg talajban</i>							
Nyírlugos	101	158	236	304	518		263
Órbottyán	123	158	215	295	585	108	275
Nagyhőrcsök	141	140	139	242	522		237
Gyöngyös	137	177	146	143	353		191
a) Átlag	126	158	184	246	494	54	242
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Mo, µg Mo/kg talajban</i>							
Nyírlugos	14	39	74	95	156		76
Órbottyán	8	15	20	46	74	44	33
Nagyhőrcsök	8	21	35	60	109		47
Gyöngyös	81	113	137	181	245		152
a) Átlag	28	47	67	96	146	22	77
<i>Tavaszi árpa magtermés, mg Mo/kg</i>							
Nyírlugos	0,3	1,2	1,6	1,8	2,7		1,5
Órbottyán	0,9	1,7	2,0	3,0	4,0	0,6	2,3
Nagyhőrcsök	0,6	1,2	1,1	2,6	3,2		1,9
Gyöngyös	0,6	1,0	1,4	1,7	2,2		1,4
a) Átlag	0,6	1,3	1,8	2,3	3,0	0,3	1,8
<i>Tavaszi árpa szalma+ pelyva, mg Mo/kg</i>							
Nyírlugos	0,4	0,9	1,7	2,4	4,1		1,9
Órbottyán	0,8	1,4	2,0	3,0	4,7	0,6	2,4
Nagyhőrcsök	0,5	0,8	1,2	1,7	2,7		1,4
Gyöngyös	0,6	1,2	1,4	2,0	3,0		1,6
a) Átlag	0,6	1,1	1,6	2,3	3,6	0,3	1,8

*Megjegyzés:* Az iszap szárazanyag 7 mg/kg molibdént tartalmazott

Az iszap szárazanyag Co-tartalma 9 mg/kg volt, a maximális talajterhelés a 3 év alatt 0,56 mg Co/kg értéket ért el. Amint a 113. táblázat adatai mutatják, az eredeti kontrolltalajok „összes” Co-tartalma azok kötöttségével a többszörösére emelkedett, melyet igazolhatóan az iszaptrágyázás nem befolyásolt. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható frakció egy nagyságrenddel nagyobb a kötöttebb agyagos, mint a homokos talajban. Úgy tűnik, hogy míg a kolloidban szegény homokon tendenciájában az iszaptrágya növelte az oldható Co-mennyiséget, az agyagos gyöngyösi talajban igazolhatóan mérsékelte. A talajok átlagában a változás nem szignifikáns. A tavaszi árpa szem- és szal-



matermésében a Co-koncentráció a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt a kezeléstől és talajtól függetlenül (113. táblázat).

**113. táblázat.** Gödöllői szennyvíziszap hatása a talaj Sn, Co és As-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés, g sz.a./kg					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
<i>Sn-terhelés, mg Sn/kg talajra</i>							
	0	0,7	1,4	2,8	5,6		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Sn, mg Sn/kg talajban</i>							
Nyírlugos	0,4	0,7	1,3	2,3	3,4		1,6
Órbottyán	0,5	0,9	1,3	1,8	3,7	0,8	1,6
Nagyhörcsök	1,4	1,6	2,0	3,0	5,3		2,7
Gyöngyös	1,5	1,9	2,0	2,8	4,5		2,5
a) Átlag	1,0	1,3	1,7	2,5	4,2	0,4	2,1
<i>Co-terhelés, mg Co/kg talajra</i>							
	0	0,07	0,14	0,28	0,56	0	0,07
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Co, mg Co/kg talajban</i>							
Nyírlugos	3,0	3,0	3,0	3,1	3,3		3,1
Órbottyán	3,3	3,3	3,4	3,7	3,5	0,6	3,4
Nagyhörcsök	9,6	9,7	9,6	9,4	9,4		9,6
Gyöngyös	14,3	14,0	14,0	14,2	14,3		14,2
a) Átlag	7,6	7,5	7,5	7,6	7,6	0,3	7,6
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható Co, mg Co/kg talajban</i>							
Nyírlugos	0,3	0,4	0,6	0,6	0,6		0,5
Órbottyán	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,4	0,5
Nagyhörcsök	1,8	1,8	1,8	1,7	1,7		1,8
Gyöngyös	5,2	5,1	4,9	4,7	4,2		4,8
a) Átlag	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	0,2	1,9
<i>As-terhelés, mg As/kg talajra</i>							
	0	0,04	0,09	0,18	0,36		
<i>cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” As, mg As/kg talajban</i>							
Nyírlugos	1,3	1,4	1,3	1,4	1,7		1,4
Órbottyán	2,5	2,6	2,7	2,8	3,3	0,8	2,8
Nagyhörcsök	7,1	6,3	7,1	6,4	6,4		6,7
Gyöngyös	7,4	6,2	6,2	6,9	6,4		6,6
a) Átlag	4,6	4,1	4,3	4,3	4,5	0,4	4,4
<i>NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható As, µg As/kg talajban</i>							
Nyírlugos	80	80	89	99	142		98
Órbottyán	83	96	110	122	154	40	113
Nagyhörcsök	80	80	80	85	133		92
Gyöngyös	80	86	80	154	218		124
a) Átlag	81	86	90	115	162	20	107

**Megjegyzés:** Iszap szárazanyag Sn-, Co- és As-tartalma: 96, 9 és 6 mg/kg volt. A tavaszi árpa szem- és szalmatermésében az Sn a 0,4; az As a 0,3; a Co a 0,1 mg/kg méréshatár alatt

Az alkalmazott iszap szárazanyag 6 mg/kg arzént tartalmazott, a talajterhelés mindössze 0,36 mg/kg-ot tett ki. A cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” As-

menyiség a talajokban, azok kötöttségével együtt, a többszörösére emelkedett. A kezelés hatására homoktalajokban tendencia jelleggel nőtt, míg a kötöttebb talajokon mérséklődött az „összes” As-koncentráció, de a talajok átlagában változás nem mutatható ki. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakció mennyisége nem függ a talajok minőségétől. Az iszappal bevitt arzén tükröződött az oldható frakcióban, átlagosan mintegy 20%-a jelent meg annak növekményében. A tavaszi árpa szem- és szalmatermésében az As-tartalom a 0,3 mg/kg méréshatár alatt maradt (113. táblázat).

Mészlepedékes vályog csernozjom talajon beállított szabadföldi tartamkísérletünkben  $\text{As}_2\text{O}_3$  formát alkalmaztunk. A maximális terhelés 810 kg/ha, azaz 270 mg/kg talajterhelésnek felelt meg elemi As-ban kifejezve. Az  $\text{NH}_4$  acetát+EDTA-oldható frakció a talajban az első év után 66 mg As/kg értékre emelkedett. A kukorica termése nem csökkent a szennyezett talajon és a szem, illetve szár As-tartalma is a kimutatási határ alatt maradt (Kádár *et al.*, 2000 a, b). Az arzén a talajban gyorsan megkötődhet, növényi felvétele irodalmi adatok szerint is akadályozott, így a táplálékláncot kevésbé veszélyeztetheti (Csathó, 1994).

A terheléssel előálló „összes” koncentrációemelkedés a növény/talaj hányadosaként ismert transzfer koefficiens (Tcoeff.) vagy biokoncentrációs faktor (BCF), magyarul az áthasonulási vagy növénybeni dúsulási hányados a bárium esetében negatív tartományt, hígulást jelzett. Az Pb, Sn, Co és As elemeknél a kimutatási határ alatt maradt. A B elemnél a magban 0,3; a melléktermésben 7,7, míg a Mo esetén a magban 6,5; a melléktermésben 8,2 értéket mutatott. A bór és a molibdén a tömegárammal könnyen bejuthatnak a növényi részekbe, dúsulásukat az emelkedett BCF vagy Tcoeff. jól jellemzi.

#### Összefoglalás

- A kontrolltalajok cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” Ba-, Pb-, B-, Sn-, Co- és As-készlete, azok kötöttségével, a többszörösére nőtt. Az „összes” Mo-tartalmat a talajféleség nem módosította. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakció mennyisége a Ba és Pb elemek esetében a kötöttebb talajokon 4–5-szörös; a B, Mo és Co elemeknél egy nagyságrendbeli dúsulást jelzett a kötöttebb talajon a homoktalajhoz képest.
- Az iszaptrágyával talajba juttatott Ba-, Pb-, B- és Mo-mennyiség jól kimutatható volt az „összes” készlet növekményében, míg az Sn csupán mintegy 50–60%-ban. A Ba-terhelés nyomán viszont a bárium  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakciója drasztikusan mérséklődött a kezelt talajokban. A bevitt Pb-, B-, Mo- és As-mennyiség 30–50%-ban visszamérhető volt, illetve akkumulációja nyomon követhető volt a kezelt talajok oldható elemtartalmának emelkedésében.
- Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható frakció az „összes” talajbani készletnek mintegy 25–30%-át adta az Pb, Mo és Co esetében; 10–15%-át átlagosan a Ba és B elemeknél, valamint 2–3%-át az As esetében. Az egyes elemek kémiai oldhatósága tehát egy nagyságrenddel különbözhet.
- A bárium és a bór döntően a melléktermékben halmozódott fel, míg a molibdén egyenletesen oszlott meg a szem és a szalma között, közel hasonló koncentrációt mutatva. Az iszaptrágyázással nemcsak a Ba kémiai oldhatósága mérséklődött a talajban, hanem növényi felvehetősége is. A tavaszi árpa magtermésében a Ba-koncentráció 1/3-ára esett a kezelt talajon a kontrollhoz képest. Az iszap 35% szerves anyagot és 4,6% kalciumot tartalmazott, így az óriási szervesanyag-bevitelen túl a Ca–Ba kationantagonizmus is megnyilvánulhatott a Ba-felvétel gátlásában.

– Az Pb, Sn, Co és As elemek talajbani oldhatósága és növényi felvehetősége – az irodalmi utalásokkal összhangban – egyaránt csekély, a talaj–növény–állat táplálékláncot kevésbé veszélyeztethetik, amennyiben a talaj–növény rendszerben kevésbé mobilisak. A tavaszi árpa az itt vizsgált mikroelemekkel nem szennyeződött, emberi és állati fogyasztásra alkalmas maradt. Megemlítjük, hogy bár a maximális iszapterheléssel az éves szinten kiadható, illetve engedélyezett Zn-, Cu-, Cr- és Cd-bevitelt egy nagyságrenddel haladtuk meg három éven át a kísérletben, a tavaszi árpa termése 3–5-szörösére nőtt a kontrollhoz képest a 3. évben. Depresszió nem jelentkezett.

– A terheléssel előálló „összes” koncentrációemelkedés növény/talaj hányadosaként ismert transzfer koefficiens (Tcoeff.) vagy biokoncentrációs faktor (BCF), magyarul az áthasonulási vagy növénybeni dúsulási hányados a bárium esetében negatív tartományt, hígulást jelzett. Az Pb, Sn, Co és As elemeknél a kimutatási határ alatt maradt. A B elemnél a magban 0,3; a melléktermésben 7,7, míg a Mo esetén a magban 6,5; a melléktermésben 8,2 értéket mutatott. A B és a Mo elemek a tömegárammal könnyen bejuthatnak a növényi részekbe, dúsulásukat az emelkedett BCF vagy Tcoeff jól jellemzi.

## Debreceni bőrgyári szennyvíziszap vizsgálata

Jelen munkánkban választ keresünk arra, hogy a hazai szabályozásban iránymutató talajterhelési határértékek túllépése a vizsgált talajokon és kísérleti körülmények között milyen változásokat okozhat. Mennyiben mutatható ki az ásványi elemek, nehézfémek akkumulációja kémiai módszerekkel a talajban? Hogyan alakul a cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes”, valamint az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható vagy „felvehető” mobilisabb frakció mennyisége a bőrgyári szennyvíziszappal előálló terhelés nyomán? Felléphet-e fitotoxicitás a talajszennyezettségi határkoncentrációk drasztikus túllépésekor? Hogyan alakul a tavaszi árpa teszt növény termése és elemösszetétele? Kiszabadulhatnak-e az egyes mikroelem-szennyezők az iszappal kezelt talajból fogyasztásra alkalmatlan növényi terméket előidézve? Ezúton a Ca, Na és Cr elemek/fémek talaj–növény rendszerben való forgalmát mutatjuk be.

### 1. Anyag és módszer; a kísérletek körülményei

A debreceni bőrgyár deponált szennyvíziszap komposztjából 60 kg-os átlagmintát vettünk ásóval 20-25 helyről, melyet az Intézet tenyészedény házába szállítottunk. A komposztot árnyékos helyen kiterítve szárítottuk, majd 15 mm lyukbőségű rostán 3-szor áteresztve, áttörve homogenizáltuk. A kezelések 0, 2,5, 5, 10, 20 g iszap/kg talaj terhelést jelentettek légszáraz tömegre számítva.

Mivel a talajok mészállapota és kötöttsége/kolloidkészlete egyaránt meghatározó lehet a trágyahatások, ill. az iszappal talajba jutó ásványi elemek mobilitása szempontjából, savanyú és karbonátos homok, valamint savanyú és karbonátos kötött talajokkal állítottunk be tenyészedény kísérleteket. Mind a négy talajt egy bőrgyári iszappal trágyáztuk 1999, 2000 és 2001-ben, 3 éven át.

Az alkalmazott 4-féle talajváltozat az alábbi termőhelyekről, ill. kísérleti telepek trágyázatlan területeinek 0-30 cm rétegéből származott:

- Kovárványos barna erdőtalaj, savanyú homok, Nyírlugos, Nyírség

- Meszes homoktalaj, Órbottyán, Duna–Tisza köze
- Mészlepedékes csernozjom vályogtalaj, Nagyhörcsök, Mezőföld
- Barna erdőtalaj, savanyú vályog, Gyöngyös, Mátraalja

A 4 talaj x 5 iszapterhelés = 20 kezelést adott, 4 ismétléssel 80 edényt állítottunk be. Az edények alul lyuggatott és tálcára helyezett 10 literes műanyag vödörket jelentettek, ismétlésenként 1-1 csillére helyezve véletlen blokk elrendezésben. A vödörbe töltés előtt az egyes kezelések 4-4 ismétlésének 40-40 kg tömegű talaját betonkeverőbe mértük, hozzáadva az előírt iszapot és folyamatos nedvesítés mellett homogenizáltuk. Az iszappal kevert talajokat az első növény vetéséig egy hónapon át a letakart vödrökben éreltük. A kísérleti adatokat kéttényezős varianciaanalízissel értékeltük.

A *Jubilant* fajtájú tavaszi árpa vetése 1999, 2000 és 2001 májusában történt 3-5 cm mélyre edényenként 30 db maggal, mely megfelelt az ajánlott 500 csíra/m<sup>2</sup> vetés-normának. A kelés minden kezelésben egyenletes volt, az öntözést a növények igénye szerint ioncserélt vízzel végeztük. Szükség szerint a lisztharmat elleni permetezésre is sor került. Az állományt bokrosodás, virágzás kezdete és aratás idején bonitáltuk fejlettségre. Betakarításra minden évben július hóban került sor a teljes földfeletti növényzet levágásával. Edényenként mértük a szem és a szalma tömegét, majd finomra őrlést követően az ásványi elemtartalmakat határoztuk meg. A kísérlet lebontásakor a talajt edényenként átrostáltuk, a nagyobb gyökereket eltávolítottuk és edényenként 20 helyről egy-egy csapott kávéskanálnyi talajt vettünk. Az így nyert átlagminta anyagát analízisre finomra daráltuk. Az iszapterhelést évente megismételtük a kezeléseknek megfelelő iszapmennyiségek bekeverésével újrantedesítés mellett, majd az edényeket újratöltöttük és lefedve a következő növény vetéséig, tavaszig külső hőmérsékleten tároltuk, inkubáltuk.

Az iszapok, növények és talajok „összes” elemtartalmát cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> roncsolást követően határoztuk meg ICP technikát alkalmazva. A N mérése cc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás után történt az *MSZ 20135 (1999)* szerint a módosított *Kjeldahl (1891)* módszerrel. A talajok oldható elemkészletét az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA talajkivonószerrel mértük *Lakanen és Erviö (1971)* nyomán. A pH, y<sub>i</sub>, CaCO<sub>3</sub>, humusz, kötöttség, összes só, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N vizsgálata *Baranyai et al. (1987)* által ismertett eljárásokkal történt. A kísérletben felhasznált talajok főbb jellemző tulajdonságait korábban már ismertettük.

A *114. táblázatban* a pH, CaCO<sub>3</sub>, humusz és az „összes” só változásait mutatjuk be a 3. év végén. Az iszapterhelés kumulatív a 3 év alatt 0; 7,5; 15; 30 és 60 g/kg légszárazanyagának felelt meg. A maximális terhelés tehát a talaj tömeg %-ában 6 %-nak adódik 2001-ben. A börgyári szennyvíziszap 7,4 pH értékkel, 67 % hamu, 11 % szervesanyag és 21,5 % Ca összetétellel rendelkezett. Amint a bemutatott adatokból látható, a savanyú talajok pH értékei emelkedtek. A pH növekedése különösen a savanyú homokon volt látványos. A vizes pH 2,5 egységgel, míg a kloridos pH 2,9 egységgel lett nagyobb.

A maximális 60 g/kg, azaz 6 % iszapterhelés a szántott réteg 3000 t/ha tömegét alapul véve 180 t/ha sz. a.-mennyiségnek adódik. E mennyiség 21,5 % Ca, azaz 38,7 t/ha Ca-bevitel, vagyis 96,7 t/ha CaCO<sub>3</sub> egyenértéknek megfelelő terheléssel számolhatnak szántóföldön. A szántott réteg CaCO<sub>3</sub> készlete tehát közelítően 3 %-kal nőne. Nos, a savanyú talajokon ez a 3 % körüli növekmény lényegében ki is mutatható, figyelembe véve a kísérlet hibáját. Összességében megállapítható, hogy a 3. év végére a savanyú kísérleti talajok is közepesen karbonátos talajokká alakultak (*114. táblázat*).

A talajok szervesanyag készlete átlagosan 0,6 %-kal nőtt a maximális 60 g/kg terhelés nyomán. A 180 t/ha kumulatív terhelés 11 %-a, azaz 19,8 t/ha szervesanyagbevitel igazolhatóan tükröződik a talajvizsgálat eredményein. A bevitt szervesanyag 91 %-át kimutathattuk a talajban. Mindez arra utal, hogy a szervesanyag lényegében nem bomlott el a tenyészedény érlelési viszonyai között a 3 év alatt. A talajok „összes” sóartalma átlagosan 0,6 ezrelékkal szintén nőtt az iszapterheléssel. Ez a talajok termékenységét nem befolyásolta hátrányosan, mert egy nagyságrenddel nagyobb sóakkumuláció jelenthetne problémát (114. táblázat).

**114. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talajvizsgálati jellemzőkre, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés sz.a. g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
pH (H <sub>2</sub> O)							
Nyírlugos	5,6	7,8	7,9	8,1	8,1	0,2	7,5
Órbottyán	8,2	8,2	8,3	8,2	8,0		8,2
Nagyhőrcsök	8,0	8,0	8,0	8,0	7,9		8,0
Gyöngyös	7,2	7,5	7,6	7,6	7,7	0,1	7,5
Átlag	7,2	7,9	8,0	8,0	7,9		7,8
pH (KCl)							
Nyírlugos	5,1	7,8	7,9	7,9	8,0	0,3	7,3
Órbottyán	8,0	7,9	8,1	8,0	7,9		8,0
Nagyhőrcsök	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5		7,5
Gyöngyös	6,5	7,0	7,0	7,1	7,2	0,2	7,0
Átlag	6,8	7,6	7,6	7,6	7,6		7,5
CaCO <sub>3</sub> %							
Nyírlugos	0,0	0,4	0,7	1,4	2,7	1,2	1,0
Órbottyán	12,0	12,2	12,3	12,4	12,9		12,4
Nagyhőrcsök	7,4	7,4	7,9	8,2	9,7		8,1
Gyöngyös	0,2	0,6	1,0	2,1	3,5	0,6	1,5
Átlag	4,9	5,1	5,5	6,0	7,2		5,7
Humusz %							
Nyírlugos	0,7	0,8	0,8	0,9	1,2	0,2	0,9
Órbottyán	0,7	0,8	0,9	1,0	1,2		0,9
Nagyhőrcsök	2,8	2,8	3,0	3,2	3,4		3,0
Gyöngyös	3,2	3,3	3,4	3,3	3,8	0,1	3,4
Átlag	1,8	1,9	2,0	2,1	2,4		2,0
„Összes” só g/kg							
Nyírlugos	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,3	0,4
Órbottyán	0,2	0,3	0,4	0,5	0,7		0,4
Nagyhőrcsök	0,6	0,7	0,7	0,9	1,2		0,8
Gyöngyös	0,6	0,7	0,8	0,9	1,3	0,2	0,9
Átlag	0,4	0,5	0,6	0,7	1,0		0,6

Iszap jellemzői: pH 7,4; hamu 67 %, szervesanyag 11 %, Ca 21,5 % a szárazanyagban

## 2. Szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa termésére

**115. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa termésére, g/edény\*

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g sz.a./kg/év talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	2,5	5	10	20		
Szem 1999-ben							
Nyírlugos	17	22	24	31	37		26
Órbottyán	14	16	18	19	24	4	18
Nagyhőrcsök	12	14	16	17	18		15
Gyöngyös	29	34	33	37	41		35
Átlag	18	22	23	26	30	2	24
Szem 2000-ben							
Nyírlugos	6	4	4	5	5		5
Órbottyán	3	5	3	4	4	4	4
Nagyhőrcsök	5	7	5	6	4		5
Gyöngyös	9	10	7	6	4		7
Átlag	5	6	5	5	4	2	5
Szem 2001-ben							
Nyírlugos	10	19	21	28	32		22
Órbottyán	6	9	12	19	25	9	14
Nagyhőrcsök	7	10	11	14	21		13
Gyöngyös	11	17	20	25	36		21
Átlag	8	13	16	21	28	4	17
Szalma 1999-ben							
Nyírlugos	11	15	16	23	30		19
Órbottyán	10	12	15	15	20	3	14
Nagyhőrcsök	9	12	12	11	12		11
Gyöngyös	23	24	22	27	30		25
Átlag	14	16	16	19	23	2	18
Szalma 2000-ben							
Nyírlugos	6	12	12	13	15		12
Órbottyán	8	9	7	12	11	5	9
Nagyhőrcsök	7	8	8	9	12		9
Gyöngyös	15	17	17	20	21		18
Átlag	9	11	11	13	15	3	12
Szalma 2001-ben							
Nyírlugos	8	16	16	21	23		17
Órbottyán	6	8	12	15	20	3	12
Nagyhőrcsök	7	10	9	12	15		11
Gyöngyös	10	14	17	19	27		17
Átlag	8	12	14	17	21	2	14

\*Légszáraz anyag

A tavaszi árpa szem- és szalmatermése alapján 1999-ben, a kontroll trágyázatlan talajon, az enyhén savanyú kötött gyöngyösi talaj bizonyult leginkább termékenynek. A terméstöbbleteket tekintve ugyanakkor a savanyú homoktalaj adta a maximumokat, a nyírlugosi talajon a földfeletti biomassa 2-3-szorosára emelkedett az iszaptrágyázás-

sal. A legkisebb terméseket és terméstöbbleteket viszont a meszes vályog csernozjomon kaptuk. A 2000. évben erőteljesen fellépett a lisztharmat, a párás és meleg időjárás nyomán a kalászfertőzés is kifejezetté vált. A trágyahatások elmaradtak, sőt a sűrűbb állományú gyöngyösi talajon a nagyobb iszapterheléssel a szemtermés is lecsökkent. A szalmatermésben viszont a terméstöbbletek általában igazolhatóak voltak (115. táblázat).

A 3. kísérleti évben, 2001-ben a szem- és szalmatermések mérsékeltek maradtak a trágyázatlan talajokon 1999-hez képest. Úgy tűnik a talajok elszegényedtek tápelemekben a 3 év alatt. A trágyahatások pedig látványosan nőttek. A szemtermés átlagosan 3,5-szeresére, míg a szalmatermés közel 3-szorosára emelkedett a trágyázatlan kontrollhoz képest a maximális iszaptrágyázás eredményeképpen. Depresszió nem jelentkezett. Legnagyobb szem- és szalmaterméseket az 1. évben megfigyeltekhez hasonlóan 2001-ben is a két savanyú talajon kaptuk mind a kontroll, mind a trágyázott kezelésekben. A szem/szalma aránya az egészséges 1999. és 2001. években 1,2-1,4 között ingadozott átlagosan, míg a lisztharmatos 2000. évben 0,4 körülinek adódott (115. táblázat).

### 3. A Ca, Na, Cr elemek a talaj-növény rendszerben

**116. táblázat.** Bőrgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Ca-tartalmára, 2001

16. táblázat: Borjágyászat vizsgálatának a talaj Ca-tartalma, 2001							
Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Ca-terhelés, g/kg talaj							
	0	1,6	3,2	6,4	12,9		
A talaj cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Ca, %							
Nyírlugos	0,1	0,3	0,4	0,9	1,5	0,3	0,6
Órbottyán	5,4	5,6	5,7	5,8	6,2		5,7
Nagyhőrcsök	3,4	3,8	4,0	4,3	5,1		4,1
Gyöngyös	0,6	1,0	1,2	1,6	2,3		1,3
Átlag	2,4	2,6	2,8	3,1	3,8	0,2	3,0
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Ca, %							
Nyírlugos	<0,1	0,3	0,5	0,8	1,5	0,4	0,6
Órbottyán	3,1	3,2	3,4	3,4	3,8		3,4
Nagyhőrcsök	2,3	2,5	2,7	2,8	3,3		2,7
Gyöngyös	0,5	0,8	0,9	1,3	2,0		1,1
Átlag	1,5	1,7	1,9	2,1	2,6	0,2	2,0
A tavaszi árpa magtermés, Ca g/kg							
Nyírlugos	0,39	0,59	0,78	0,87	0,93	0,20	0,71
Órbottyán	0,58	0,56	0,78	0,68	0,70		0,66
Nagyhőrcsök	0,54	0,57	0,60	0,62	0,72		0,61
Gyöngyös	0,48	0,60	0,68	0,70	1,01		0,70
Átlag	0,50	0,58	0,71	0,72	0,84	0,10	0,67
Tavaszi árpa szalma, Ca g/kg							
Nyírlugos	7,1	8,9	10,2	10,3	11,6	2,2	9,6
Órbottyán	8,8	7,9	8,6	9,8	11,4		9,3
Nagyhőrcsök	9,2	9,0	8,8	9,4	11,6		9,6
Gyöngyös	8,9	9,6	9,6	10,3	10,3		9,7
Átlag	8,5	8,8	9,3	9,9	11,2	1,1	9,6

Az iszap 21,5 % Ca-készlettel rendelkezett.

A Ca-terhelés a 3 év alatt maximálisan 12,9 g/kg, azaz kerekén 1,3 %-ot tett ki. A talaj  $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$  -oldható „összes” Ca-készletének növekedése jól tükrözi a bevitt mennyiséget. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható Ca-tartalom a savanyú talajokban emelkedett kifejezettebben. A talajok átlagát tekintve megállapítható, hogy az iszappal bevitt Ca 85-90 %-a  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható formában maradt a talajban a 3. év végén. A tavaszi árpa magtermésében nőtt a beépült Ca mennyisége az iszapterheléssel. A savanyú talajokon megkétszereződik a Ca-tartalom a kontrollhoz viszonyítva. A szalma 14-15-ször gazdagabb volt Ca-ban, mint a szem. A szalma Ca-készlete a maximális iszapterhelés nyomán 1,1 % fölé emelkedik (116. táblázat).

Az iszap 0,61 % Na-készlettel rendelkezett, mely a 60 g/kg maximális terhelésnél 368 mg/kg bevittet jelenthetett. A talajok átlagában a kimutatott  $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$  „összes” Na-többség a kontrollhoz viszonyítva itt 258 mg/kg, mely 70 %-os visszamérhetőségnek felel meg. A savanyú homokon a visszamérhetőség 56 %-ot tett ki, míg a többi talajon 70-80 % között volt. Ez arra vezethető vissza, hogy a nyírlugosi talajon nőtt árpa kb. 400 mg/edény, azaz 40 mg/kg luxusfelvételt mutatott a többi talajhoz képest a 3 év alatt. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható Na tartalomban szintén nyomon követhető ez a jelenség. A savanyú homok talajban 56 %, a kötött talajokon 70 % körüli a visszamérhetőség e módszerrel (117. táblázat).

**117. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Na-tartalmára, 2001

17. táblázat. Borgyári szennyvízszelő működése a talaj és a növény Na tartalmára, 2001							
Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Na-terhelés, mg/kg talajra							
	0	46	92	184	368		
cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Na, mg/kg							
Nyírlugos	126	154	190	241	334		209
Órbottyán	188	228	270	294	438	48	283
Nagyhőrcsők	376	425	445	536	674		491
Gyöngyös	457	500	516	559	730		552
Átlag	286	326	355	407	544	24	384
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Na, mg/kg							
Nyírlugos	31	62	88	132	236		110
Órbottyán	56	78	115	150	276	20	135
Nagyhőrcsők	86	112	157	217	340		182
Gyöngyös	107	140	185	253	374		212
Átlag	70	98	136	188	306	10	160
Tavaszi árpa magtermés, Na mg/kg							
Nyírlugos	283	298	422	364	517		377
Órbottyán	333	586	574	588	735	72	563
Nagyhőrcsők	225	271	466	632	580		435
Gyöngyös	131	88	79	115	138		110
Átlag	243	310	385	424	492	36	371
Tavaszi árpa szalma + pelyva termés, Na %							
Nyírlugos	0,60	0,90	1,50	1,64	1,93		1,32
Órbottyán	0,50	0,81	1,15	1,48	1,68	0,13	1,13
Nagyhőrcsők	0,29	0,39	0,62	0,88	1,35		0,71
Gyöngyös	0,16	0,20	0,24	0,40	0,62		0,32
Átlag	0,39	0,58	0,88	1,10	1,40	0,07	0,87

Az iszap 0,60 % Na-készlettel rendelkezett szárazanyagában.



A tavaszi árpa a magtermésének Na tartalma átlagosan megkétszereződött az iszapterheléssel. A kötött savanyú gyöngyösi talajon fejlődött árpa magtermésében ugyanekkor nem tudtunk érdemi dúsulást kimutatni. Az árpa melléktermésében a Na, a kontroll talajok átlagát tekintve, 16-szorosa a magtermésben mértnek. A maximális iszapterhelésnél viszont a Na-akkumuláció már 28-szoros. A vegetatív szalma luxusfelvételre képes hiszen a tartalék-tápelemek tárolója. Mezőföldi meszes csernozjom talajon szabadföldi műtrágyázási kísérletünkben a tavaszi árpa mag Na tartalma a kezeléskéntől függően 77-92 mg/kg, a szalma Na tartalma 340-600 mg/kg között változott (Kádár 2004). Tenyészedény-kísérlet viszonyai között tehát a mag mintegy 5-szörös, a szalma maximálisan 10-15-szörös Na akkumulációt mutatott a szabadföldi viszonyokhoz képest az extrém Na kínálattal.

Az iszap szárazanyaga 0,52 % Cr-ot tartalmazott, mely az 50/2001. (IV. 3.) sz. Kormányrendelet szerint termőföldi kihelyezésre engedélyezett 1000 mg/kg határértéket 5,2-szeresen lépte túl. Az előírt 10 kg/ha/év Cr-terhelés 31-szeresét alkalmaztuk 3 éven át a legnagyobb 60 g/kg iszapadagnál. Ugyanitt a talajbani 75 mg/kg maximálisan engedélyezett szennyezettségi küszöböt 5-6-szorosan haladtuk meg a 118. táblázatban bemutatott adatok szerint. A 3. év végén 312 mg/kg, azaz a szántott rétegre vetítve 936 kg/ha Cr-terhelés történt. Az iszappal talajba vitt Cr teljes mennyisége kimutatható volt cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” formában minden talajban.

**118. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Cr-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Cr-terhelés, mg/kg talaj							
	0	39	78	156	312		
cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Cr, mg/kg talajban							
Nyírlugos	12	52	108	216	355	88	148
Órbottyán	21	65	153	186	350		155
Nagyhörcsök	41	95	138	238	404		183
Gyöngyös	59	115	180	248	442		209
Átlag	33	81	145	222	388	44	174
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Cr, mg/kg talajban							
Nyírlugos	0,2	4	10	17	30		12
Órbottyán	0,3	4	8	12	24	2	10
Nagyhörcsök	0,1	3	6	12	22		9
Gyöngyös	0,3	3	6	12	22		9
Átlag	0,2	3	8	13	25	1	10
Tavaszi árpa + pelyva termésben Cr, mg/kg							
Nyírlugos	1,0	1,2	2,2	1,7	3,1		1,8
Órbottyán	0,4	1,0	1,7	1,6	2,0	0,6	1,4
Nagyhörcsök	0,6	0,8	0,8	1,1	1,1		0,9
Gyöngyös	0,7	0,8	0,7	0,8	2,5		1,1
Átlag	0,7	1,0	1,4	1,3	2,2	0,3	1,3

Megjegyzés: a magtermésben a Cr 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt a kezeléstől függetlenül. Az iszap 0,52 % Cr-készlettel rendelkezett szárazanyagában.

Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható forma a savanyú homokon közel 10 %-os, meszes homokon 8, míg a kötött talajokon 7 %-os visszamérhetőséget mutatott. A Cr tehát döntően a vizsgált talajok ásványi összetevőin megkötődött. Ugyanekkor megállapítható, hogy a vizsgált talajok oldható Cr-készlete két nagyságrenddel nőtt mintegy százszorozódott. Magtermésben a Cr 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt a kezeléstől függetlenül, míg a melléktermésben átlagosan megháromszorozódott a kontrollhoz viszonyítva savanyú homokon 3,1 mg/kg tartalmat elérve. A mag genetikailag védett a Cr-szennyezéssel szemben. A hazai szabványok egyébként az élelmiszerek, takarmányok Cr szennyezettségének megengedhető mértékéről nem rendelkeznek (Kádár 1998).

Chaney (1982) szerint takarmányokban, abrakban az egészségügyi maximum 3000 mg/kg értékre tehető Cr (III) formát feltételezve. A Cr (III) forma tehát nem jelent veszélyt a talaj-növény-állat-ember táplálékláncra. Kérdés, hogy ez a forma hosszabb távon és oxidatív körülmények között mennyiben alakulhat át mobilis és toxikus Cr (VI) formává. A választ csak a szabadföldi tartamkísérletekben végzett, egy vagy több évtizedes vizsgálatok adhatják meg. Mindenesetre megállapítható, hogy az extrém Cr-terhelés ellenére a termett tavaszi árpa magtermése humán, szalmatermése pedig takarmányként állati fogyasztásra alkalmas maradt.

#### Összefoglalás

- A maximális 60 g/kg, azaz 6 % iszapterhelés nyomán kereken 39 t/ha Ca, ill. 97 t/ha  $\text{CaCO}_3$  egyenértékű bevitel történt. A mészhiányos talajok pH-ja 8 körüli,  $\text{CaCO}_3$  tartalmuk 3 % körüli értékre emelkedett. A humusztartalom átlagosan 0,6 %-kal nőtt, mely megfelelt a bevitt mennyiségnek. Az iszap szervesanyaga nem bomlott el a kísérlet 3 éve alatt. Az „összes” só mennyisége átlagosan 0,6 g/kg értékkel lett több.
- Az iszappal bevitt Ca szinte teljes mennyisége kimutatható volt cc. $\text{HNO}_3$ +cc. $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes”, valamint  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható formában. A tavaszi árpa szem és szalma termése egyaránt jól jelezte az extrém Ca-kínálatot.
- Az iszappal a talajba juttatott Na teljes mennyisége szintén kimutatható volt mind a cc. $\text{HNO}_3$ +cc. $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes”, mind az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható formában, amennyiben a növényi felvételt is tekintetbe vesszük. A mag Na-tartalmát átlagosan megkétszerezte a maximális terhelés, míg a melléktermését 3,5-szeresére növelte. Kötött savanyú talajon a Na felvétele kicsi maradt, 1/3-át a savanyú homokon mértük.
- Az iszap sz. a. 0,52 % Cr-ot tartalmazott, mely a határérték 5,2-szerese. A termőföldön engedélyezett 10 kg/ha/év Cr-terhelés 31-szeresét alkalmaztuk 3 éven át. A 3. év végén a 75 mg/kg Cr-tartalmat a talajban 5-6-szorosan léptük túl. A 3 év alatt 312 mg/kg, azaz 936 kg/ha Cr-terhelés történt. Az iszappal bevitt Cr teljes mennyisége kimutatható volt cc. $\text{HNO}_3$ +cc. $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes” formában, míg az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható forma homokon 8-10 %-os, kötött talajokon 7 % visszamérhetőséget mutatott, döntően megkötődött.
- A tavaszi árpa magtermésében a Cr 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt a terheléstől függetlenül, míg a szalmában maximum 1-3 mg/kg koncentráció között ingadozott. Az extrém terhelés ellenére a mag humán fogyasztásra, a melléktermés takarmányozási célokra alkalmas maradt. A szemtermés 3,5-szeresére, a szalmatermés mintegy a 3-szorosára nőtt a kontrollhoz képest a maximális terhelés nyomán a 3. évben. Depresszió, fitotoxicitás nem jelentkezett.

#### 4. A K, Sr, S, P, Fe, Mn, Se, Al elemek a talaj-növény rendszerben

Az iszap K-ban szegény volt, mindössze 0,10 % K-ot tartalmazott. A K-bevitel maximálisan 60 mg/kg mennyiséget ért el. A tavaszi árpa magtermésében átlagosan 0,62 % K-ot, míg a melléktermésében K-hiányos homoktalajon 1,5-1,7 %, K-gazdag kötött talajon 3 % K-ot találtunk.

A 3 év alatti K-felvétel a kontroll talajok átlagában elérte a 800 mg/edény, azaz 80 mg/kg talajra számított mennyiséget, míg a termékenyebb gyöngyösi talajon a maximális iszapterheléses kezelésben a 2000 mg/edény, azaz 200 mg/kg talaj értéket. A becsült K-hiány az utóbb említett kezelésben tehát -140 mg/kg mennyiségre volt becsülhető (119. táblázat). A melléktermés K-ban igen gazdagnak minősíthető még a homoktalajokon is. Mezőföldi karbonátos vályogtalajon végzett szabadföldi NPK műtrágyázási trágyázási tartamkísérletünkben pl. a tavaszi árpa magtermése 0,60 %, míg a melléktermése 0,7-1,1 % K-ot akumulált csupán egy kedvező évben (Kádár 2004).

A talajok „összes” K-készlete azok kötöttségével párhuzamosan emelkedik. A kontroll talajokat összehasonlítva látható, hogy a könnyű vályogon mintegy 4-szeres, míg az agyagos nehézvályogon 7-szeres a K-túlsúly a homoktalajokhoz képest. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható frakciót tekintve a nehézvályog már 10-15-szörösen gazdagabb K-ban, mint a vizsgált homokok. A nagyobb K-tartalommal rendelkező kötöttebb talajokon igazolhatóan csökken a K-készlet a maximális iszapterhelés nyomán. Az „összes” tartalom 0,08-0,09 %-kal, azaz 800-900 mg/kg értékkel, míg az oldható frakció 20-130 mg/kg értékkel mérséklődik ugyanitt. Ismeretes, hogy a különböző erősséggel kötött K-formák között dinamikus egyensúlyi állapot áll fenn. Feltehető tehát, hogy a K-szegény iszaptrágya talajba keverése okozott hígulási effektust a K-készletben, mely csökkenés természetesen a nehéz agyagosvályog K-gazdag talajon látványos. Mindehhez a negatív K-mérleg is hozzájárulhatott, mely szintén a gyöngyösi talajon volt kifejezettebb (119. táblázat).

Összevetésképpen megemlíthető, hogy az almos 70-80 %-os nedvességű istállótrágyában általánosan 0,6-1,0 % közötti  $\text{K}_2\text{O}$  tartalommal számolnak a szaktanácsadás során. Méréseink szerint a jó minőségű érett istállótrágya sz.a.-ában 2-4 % közötti elemi K van. A legáltalánosabb szerves trágya, az istállótrágya tehát 20-40-szer gazdagabb K-forrás mint az általunk vizsgálatba vont börgyári szennyvíziszap. Mindez azt is jelenti, hogy hasonló K-szegény szervesanyag nagy mennyiségű leszántásakor K-hiányos homoktalajokon a beavatkozást K-műtrágyázással célszerű kiegészíteni a talajtermékenység megőrzése céljából.

A Sr a Ca kísérőeleme, mennyisége döntően a talajok Ca-készletével arányos. Az iszap 258 mg/kg Sr-ot tartalmazott sz.a.-ban, a maximális Sr-terhelés 15 mg/kg mennyiséget ért el. A bemutatott adatok szerint a talajba vitt Sr gyakorlatilag teljes mennyisége kimutatható mind az „összes”, mind az oldható frakciók gyarapodásán. A növényi felvétel elhanyagolható mennyiséget tett ki a bevitthez viszonyítva. A tavaszi árpa magtermésében 1,1 mg/kg, míg a melléktermésében 22 mg/kg Sr-ot találtunk a kezelésektől többé-kevésbé függetlenül (119. táblázat). A stroncium növénybeni akumulációját az extrém Ca-túlsúly gátolhatta a Ca-Sr kationantagonizmus eredményeként.

**119. táblázat.** Bórgyári iszap hatása a talaj és növény K és Sr tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
K-terhelés, mg/kg talajra							
	0	8	15	30	60		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” K, %							
Nyírlugos	0,10	0,09	0,09	0,10	0,10		0,10
Órbottyán	0,10	0,09	0,09	0,10	0,11	0,04	0,10
Nagyhőrcsök	0,41	0,40	0,40	0,40	0,33		0,39
Gyöngyös	0,68	0,70	0,70	0,66	0,59		0,67
Átlag	0,32	0,32	0,32	0,31	0,28	0,02	0,31
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható K, mg/kg							
Nyírlugos	31	30	28	28	29		29
Órbottyán	40	41	37	33	33	12	37
Nagyhőrcsök	123	115	122	114	104		115
Gyöngyös	495	455	464	421	363		440
Átlag	172	160	163	149	132	6	155
Sr-terhelés, Sr mg/kg talajra							
	0	1,9	3,8	7,6	15,2		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Sr							
Nyírlugos	7	11	12	17	25		14
Órbottyán	72	74	73	74	85	6	76
Nagyhőrcsök	59	60	63	66	69		64
Gyöngyös	40	45	46	51	56		48
Átlag	45	48	48	52	59	3	50
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Sr, mg/kg							
Nyírlugos	2	5	7	11	18		9
Órbottyán	53	54	55	56	61	4	56
Nagyhőrcsök	30	32	34	36	44		35
Gyöngyös	13	16	18	24	31		20
Átlag	24	27	29	32	38	2	30
Tavaszi árpa szalma + pelyva, K %							
Nyírlugos	2,0	1,4	1,3	1,3	1,4		1,5
Órbottyán	1,9	1,7	1,7	1,6	1,6	0,4	1,7
Nagyhőrcsök	2,0	2,1	2,1	2,1	2,0		2,1
Gyöngyös	2,7	2,9	2,8	2,8	3,1		2,9
Átlag	2,2	2,0	2,0	2,0	2,0	0,2	2,0

Megjegyzés: a tavaszi árpa magban 0,62 % K és 1,1 mg/kg Sr átlagosan. A szalmában 22 mg/kg Sr a kezeléstől függetlenül. Az iszap 0,1 % K-ot és 258 mg/kg Sr-ot tartalmazott.

Az iszap 0,64 % S-t tartalmazott, a S-terhelés a 3 év alatt maximálisan 384 mg/kg mennyiséget tett ki becsléseink szerint. Amint a 120. táblázatban látható, az iszappal talajba juttatott S teljes tömege kimutatható cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” formában, figyelembe véve a kísérlet hibáját. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakció a talajok átlagában maximálisan 155 mg/kg értékkel mutat többet a kontrollhoz viszonyítva, tehát 40 %-os visszamérhetőséget mutat. A talajok között érdemi különbség nem jelentkezett az oldhatóság tekintetében. A tavaszi árpa magban átlagosan

0,39 %, a melléktermésben 0,40 % S-tartalmakat találtunk a kezeléstől függetlenül, mely a bőséges S-ellátottságra utal, még a kontroll talajokon is. További luxusfelvételt a kezelés hatására az árpa nem jelzett.

**120. táblázat.** Bórgyári szennyvíziszap hatása a talaj S és P tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
S-terhelés, mg/kg talajra							
	0	48	96	192	384		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” S, mg/kg talajban							
Nyírlugos	83	134	199	283	467		233
Órbottyán	117	160	236	286	495	40	259
Nagyhörcsök	311	373	421	515	732		470
Gyöngyös	290	354	430	536	746		471
Átlag	200	255	322	405	610	20	359
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható S, mg/kg talajban							
Nyírlugos	34	65	93	116	187		99
Órbottyán	50	62	95	111	194	22	102
Nagyhörcsök	81	90	131	157	233		138
Gyöngyös	78	103	133	178	249		148
Átlag	61	80	113	141	216	11	122
P-terhelés, mg/kg talajra							
	0	20	39	78	156		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” P, mg/kg talajban							
Nyírlugos	260	284	295	326	402		313
Órbottyán	422	450	469	473	554	50	474
Nagyhörcsök	934	947	947	982	1040		970
Gyöngyös	1057	1049	1077	1097	1152		1086
Átlag	668	683	697	720	787	25	711
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható P, mg/kg talajban							
Nyírlugos	33	61	79	100	135		84
Órbottyán	44	53	64	74	117	12	70
Nagyhörcsök	27	36	44	60	93		52
Gyöngyös	232	244	248	236	252		242
Átlag	84	99	109	118	153	6	112

Megjegyzés: a tavaszi árpa magban a S 0,39 %, P 0,55 %; a szalmában a S 0,40 %, P 0,53 % átlagosan a kezeléstől függetlenül. Az iszap 0,64 % S és 0,26 % P-t tartalmazott.

Az iszap 0,26 % P-tartalommal rendelkezett, a P-terhelés maximuma 156 mg/kg mennyiségnek adódott. Az iszappal bevitt P mennyiségének 76 %-át „összes” formában találjuk a talajok átlagában. A talajok között azonban jelentősek az eltérések. A kötött talajokban a visszamérhetőség 60-68 % a maximális terhelésnél, míg a homokokban 85-91 %. A kevésbé pufferolt homoktalaj tehát kevésbé kötötte meg a P-t. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakcióban mért akkumuláció szintén erre utalhat. A homok és karbonátos vályog talajokban a kontrollhoz mért gyarapodás 70-100 mg/kg, míg gyöngyösi savanyú agyagon mindössze 20 mg/kg (120. táblázat).

A tavaszi árpa magtermése 0,55 %, melléktermése 0,53 % P-t mutatott. Ismeretes, hogy a vegetatív szalma a tápelemek tárolója és jelentős luxusfelvételre képes. A már hivatkozott szabadföldi kísérletben (Kádár 2004) karbonátos vályogtalajon a tavaszi árpa magja 0,42 %, míg a melléktermése 0,12 % P-t halmozott fel kedvező évben. Mindez arra utal, hogy a tenyészedény-kísérlet viszonyai között a talajok P-szolgáltatása kielégítő volt az iszappal nem trágyázott edényekben is. A P-túlsúlyt a vegetatív szalma sem mutatta már további P-felhalmozással (120. táblázat).

**121. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és növény Fe tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5</sub> %	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Fe-terhelés, mg/kg talajra							
	0	66	132	264	528		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Fe, %							
Nyírlugos	0,63	0,64	0,62	0,64	0,64	0,08	0,64
Órbottyán	0,77	0,77	0,76	0,76	0,80		0,77
Nagyhőrcsök	2,04	2,00	1,95	1,94	1,86		1,96
Gyöngyös	2,47	2,48	2,46	2,37	2,31		2,42
Átlag	1,48	1,47	1,45	1,43	1,40	0,04	1,45
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Fe, mg/kg							
Nyírlugos	75	132	153	194	265		164
Órbottyán	169	175	201	205	273	40	205
Nagyhőrcsök	66	90	113	149	220		128
Gyöngyös	313	324	333	342	378		338
Átlag	155	180	200	223	284	20	208
Tavaszi árpa magtermés, Fe mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	58	69	86	87	81		76
Órbottyán	45	43	65	57	62	12	54
Nagyhőrcsök	35	42	52	59	75		52
Gyöngyös	47	70	72	84	80		71
Átlag	46	56	69	72	75	6	63
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Fe mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	181	172	200	184	166		181
Órbottyán	180	230	209	287	231	122	227
Nagyhőrcsök	157	203	262	311	262		239
Gyöngyös	190	193	321	400	380		297
Átlag	177	199	248	295	260	61	236

Megjegyzés: Az iszap 0,88 % Fe elemet tartalmazott.

Az iszap 0,88 % Fe elemet tartalmazott, a maximális Fe-terhelés a 3. évben elérte az 528 mg/kg mennyiséget vagyis a 0,05 %-ot. A 121. táblázatban közölt adatok szerint a cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” Fe készlete a talajok kötöttségével nő. A terhelés pozitív hatása azonban nem mutatható ki az „összes” Fe tartalmában, sőt a kötött talajokban csökkenés igazolható. A Fe-ban gazdag talajok tehát hígulnak ebben az elemekben. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA frakció az „összes”-nek csupán 1,4 %-át teszi ki. Ez a frakció viszont érzékenyen jelzi a Fe-terhelést és a kontrollhoz viszonyítva a talajok átlagában maximálisan 129 mg/kg emelkedést jelez. Mindez arra utal, hogy az iszap-trágyával talajba vitt Fe 24-25 %-a oldható maradt a talajban. Úgy tűnik az iszap szervesanyaga megőrizte a Fe-vegyületek egy részének oldhatóságát. A tavaszi árpa magtermésében igazolhatóan emelkedett minden talajon a Fe beépült mennyisége. A

melléktermésben is megfigyelhető ez a tendencia, sőt a kötöttebb savanyú gyöngyösi talajon a Fe-tartalom igazolhatóan kétszeresére nő. Az iszap szervesanyaga tehát nemcsak a Fe kémiai oldhatóságát, hanem a növényi felvehetőségét is elősegítette. Ismeretes, hogy az ásványi Fe-sók nem alkalmasak a növényi Fe-hiánytünetek kezelésére talajtrágyaként, mert a Fe a talajban megkötődik és a növények számára felvehetetlen marad. Ezért a kelátkötésű vegyületeik terjedtek el, melyeket általában levéltrágyaként használnak a gyakorlatban. A 121. táblázat eredményei szerint a börgyári szennyvíziszap javíthatja a növények Fe-ellátottságát, tehát Fe-trágyaszernek is minősülhet annak ellenére, hogy szárazanyaga 21,5 % Ca-ot tartalmazott 11 % szervesanyagkészlete mellett. A Fe egy része szerveskötésben lehet és így védett a megkötődéssel szemben, felvehetősége megőrződik a talajban

**122. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Mn tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra 2001-ben					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Mn-terhelés, Mn mg/kg talajra							
	0	1,5	3,1	6,1	12,2		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Mn, mg/kg							
Nyírlugos	191	197	195	200	195	32	196
Órbottyán	292	283	278	275	289		283
Nagyhörcsők	677	658	645	636	606		644
Gyöngyös	920	889	876	885	842	16	883
Átlag	520	507	499	499	483		501
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Mn, mg/kg							
Nyírlugos	37	48	44	48	41	22	44
Órbottyán	112	114	110	102	97		107
Nagyhörcsők	343	341	330	309	280		321
Gyöngyös	537	502	469	397	318	11	444
Átlag	257	251	238	214	184		229
Tavaszi árpa magtermésének Mn-tartalma, mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	47	30	30	29	26	4	32
Órbottyán	21	20	25	25	26		23
Nagyhörcsők	19	21	23	26	29		24
Gyöngyös	16	21	22	24	28	2	22
Átlag	26	23	25	26	27		25
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Mn-tartalma, mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	211	74	55	40	35	24	83
Órbottyán	30	28	35	41	50		37
Nagyhörcsők	39	46	54	64	64		54
Gyöngyös	36	40	41	52	52	12	44
Átlag	79	47	46	50	50		54
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Mn-tartalma, mg/kg 1999-ben							
Nyírlugos	505	227	156	132	121	34	228
Órbottyán	42	39	39	42	68		46
Nagyhörcsők	76	95	76	82	97		85
Gyöngyös	54	60	48	63	68	17	59
Átlag	169	105	80	80	88		104

Megjegyzés: Az iszap 204 mg/kg Mn-t tartalmazott

Az iszap mindössze 204 mg/kg Mn-t tartalmazott, a maximális talajterhelés csupán 12,2 mg/kg értéket ért el. A 122. táblázatban közölt eredmények szerint a talajok Mn-készlete a kötöttségükkel nő. A cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes” Mn mennyisége a Mn-gazdag kötött talajokban az iszapterheléssel igazolhatóan mérséklődik, hígul. Ez a hígulás megnyilvánul az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható frakcióban is a kötött talajokban. Amennyiben az „összes” és az oldható Mn arányát vizsgáljuk, azt találjuk, hogy az oldható Mn savanyú homokban az „összes” Mn 22 %-át, meszes homokban 38 %-át, a kötött talajokban pedig 50 %-át teszi ki átlagosan.

A növényi felvétel viszont főként a pH függvénye lehet. A 4,5 pH(KCl) értékkel jellemzett nyírlugosi homokon a melléktermésben 211 mg/kg Mn halmozódott fel 2000-ben, mely az iszapterheléssel együtt járó pH-emelkedéssel 35 mg/kg-ra mérséklődik. Az első évben, 1999-ben 505-ről 121 mg/kg-ra esett a beépült Mn mennyisége ugyanitt. Ezzel szemben az is megállapítható a vizsgált években, hogy a többi talajon a Mn koncentrációja tendenciájában emelkedik az iszaptrágya adagjával. És ez a tendencia nemcsak a karbonátos talajokon, hanem a 6,0 pH(KCl) értékű mészhányos gyöngyösi agyagos vályogon is megfigyelhető. A korábban a Fe-nál elmondottakhoz hasonlóan itt is feltehető, hogy az iszap szervesanyaga bizonyos védelmet nyújthat a Mn lekötődésével szemben erősen meszes környezetben is (122. táblázat).

**123. táblázat.** Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Al tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Al-terhelés, mg/kg talajra							
	0	25	50	100	200		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Al, %							
Nyírlugos	0,54	0,54	0,52	0,54	0,53	0,13	0,53
Órbottyán	0,65	0,63	0,62	0,63	0,67		0,64
Nagyhőrcsök	2,34	2,25	2,25	2,25	2,00		2,22
Gyöngyös	3,01	3,17	3,12	3,03	2,83		3,03
Átlag	1,64	1,65	1,63	1,61	1,51	0,07	1,61
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Al, mg/kg							
Nyírlugos	76	67	64	62	62	10	66
Órbottyán	33	31	33	33	35		33
Nagyhőrcsök	79	81	76	76	75		77
Gyöngyös	163	168	163	153	139		157
Átlag	88	87	84	81	77	5	83
Tavaszi árpa mag, Al mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	9	7	9	9	11	5	9
Órbottyán	7	7	8	7	8		7
Nagyhőrcsök	7	6	8	6	9		7
Gyöngyös	5	7	7	7	10		7
Átlag	7	7	8	7	9	3	8
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Al mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	125	104	125	118	117	120	118
Órbottyán	115	154	131	192	180		154
Nagyhőrcsök	120	147	203	249	215		187
Gyöngyös	169	155	283	384	337		266
Átlag	132	140	186	235	212	60	181

Megjegyzés: Az iszap 0,33 % Al-ot tartalmazott.



A 123. táblázatban közölt adatok szerint az iszap 0,33 % Al-ot tartalmazott, a talajterhelés 200 mg/kg mennyiséget ért el. A talajok cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes” Al-készlete a talajok kötöttségét tükrözi korábban vizsgált K, S, P, Fe, Mn elemekhez hasonlóan. Az iszapterheléssel az „összes” Al-tartalom csökken az Al-ban gazdag kötött talajokban, tehát analóg módon a Fe és Mn elemeknél megfigyeltékhez itt is fellép a hígulás, mely statisztikailag is igazolható. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható frakció a nyírlugosi talajban az „összes” Al 1,2 %-át, míg a többi talajban 0,4-0,5 %-át teszi ki. Az alumínium-szilikátok alapvető talajalkotók, az Al a kőzeteknek átlagosan 8 %-át, a Fe 5 %-át, a K 2,6 %-át, Mg 2,1 %-át, P 1,2 %-át, Mn 1 %-át, S 0,5 %-át teheti ki. Persze döntő tömegét a kőzeteknek 28 %-kal a Si és 47 %-kal az  $\text{O}_2$  adja (Pais 1991). Az általunk alkalmazott cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárás valójában nem képes az ásványok kristályrácsait maradéktalanul felbontani és így a valódi összes elemkészletekről informálni.

A tavaszi árpa magja Al-ban igen szegény. Az iszapkezelés a gyöngyösi agyagos vályogon növelte a szembe épült Al mennyiségét, tehát a talajbani hígulás ellenére az Al felvehetősége javult. A szalma viszont Al-ban gazdag és a talajok kötöttségével együtt nő az Al-készlete. A gyöngyösi agyagos talajon termett árpaszalma Al-tartalma megkétszereződik az iszapterhelés nyomán statisztikailag is igazolhatóan. Tendenciájában a karbonátos homok és vályog talajokon is emelkedés mutatkozik. Úgy tűnik tehát, hogy a Fe és Mn viselkedéséhez hasonlóan, bár kisebb mértékben, az Al növényi felvehetősége is nőhet a szervesstrágyázással (123. táblázat).

#### *Összefoglalás*

- A talajok cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes”, valamint az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható K-készlete a kötöttségükkel többszöröződik. Az iszaptrágya K-ban szegény volt 0,1 % K-tartalommal, az iszapterhelés mérsékelte a K-ban gazdag kötött talajok „összes” és oldható K-készletét hígulási effektus eredményeképpen, melyhez a negatív K-mérleg is hozzájárulhatott. A tavaszi árpa melléktermésének K-tartalma a K-szegény homoktalajon visszaesett.

- A talajok „összes” és oldható Sr-tartalma azok Ca-készletét követte. Az iszappal talajba vitt Sr teljes mennyisége mindkét módszerrel kimutatható volt a talajban. A tavaszi árpa magtermése 1,1 mg/kg, a melléktermés 22 mg/kg Sr-ot akkumulált a kezeléssel függetlenül. A Sr felvételét az extrém Ca-túlsúly gátolhatta, mely az iszapban 21,5 %-ot tett ki, a Ca-Sr kationantagonizmus nyomán.

- Az iszappal talajba kevert S közel teljes mennyisége visszamérhető volt „összes”, valamint átlagosan 40 %-a oldható formában. A növényi részek S-tartalma nem módosult a S-terhelés nyomán, mert a kontroll talajon is nagy 0,4 % körüli S-készletet mérünk. A bevitt P mintegy 76 %-át „összes” és átlagosan 44 %-át oldható formában találtuk a 3. év végén a talajban. Az oldható forma gyarapodása a homokon a 60 %-ot is elérte, míg agyagos vályogon 13 %-ot tett ki. A mag és a melléktermés P-tartalma nem változott, a kontroll talajon is 0,5 % felett volt luxusfelvételt jelezve.

- A talajok eredeti „összes” vaskészlete a talajok kötöttségével nőtt, a vasban gazdag talajok vastartalmában viszont az iszapterhelés hígulást, csökkenést eredményezett. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható frakció, mely az „összes” 1,4 %-át teszi ki átlagosan, érzékenyen tükrözte a Fe-terhelést. Az iszappal bevitt Fe ¼-e volt visszamérhető ebben a frakcióban. Nőtt a növényi részek Fe-tartalma is. Úgy tűnik, az iszap szervesanyaga

nemcsak a bevitt Fe kémiai oldhatóságát, hanem a növényi felvehetőségét is elősegítette.

- A talajok eredeti „összes” és oldható Mn-készlete a kötöttséggel többszörösére emelkedett, az iszapterhelés nyomán a Mn-dús kötött talajokban visszaesett. Az oldható frakció az „összes” 22 %-át adta savanyú homokon, 38 %-át karbonátos homokon, 50 %-át pedig a kötött talajok átlagában. A növényi Mn-felvétel döntően a pH függvénye. Az erősen savanyú homokon pl. a szalma Mn koncentrációja nagyságrenddel nagyobb volt, mint a meszes homokon.

- A talajok kötöttségével nőtt azok eredeti „összes” és oldható Al-készlete, mely az iszapterheléssel az Al-dús kötött talajokban visszaesett. Az oldható frakció az „összes” 1,2 %-át adta savanyú homokon, míg a többi talajban 0,4-0,5 %-ot tett ki. A vizsgált tavaszi árpa melléktermésében az Al-akkumulációja az iszapterheléssel emelkedett, a talajban előálló hígulás ellenére. A Fe és Mn viselkedéséhez hasonlóan tehát az Al növényi felvehetősége is javulhat az iszaptrágyázással.

#### 5. Zn, Mo, Cd, Pb, As, Se elemek a talaj-növény rendszerben

Az iszap sz.a. 200 mg/kg „összes” Zn-tartalommal rendelkezett. A maximális terhelés a 3 év alatt 12 mg/kg mennyiséget tett ki, mely átszámítva 36 kg/ha Zn-trágyázásnak felel meg szántóföldön. A  $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” Zn-tartalom a talajok átlagában és a mérések hibáját is figyelembe véve jól tükrözte növekményében a terhelést. A talajok eredeti „összes” Zn-készlete pedig kötöttségével arányosan nőtt. Az is megfigyelhető, hogy a nagy Zn-tartalmú gyöngyösi agyagos vályogon az „összes” Zn-készlet kevésbé látványosan emelkedett a 124. táblázatban közölt adatok szerint. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható tartalom a talajok átlagában 8 mg/kg mennyiséggel lett több maximálisan a kontrollhoz viszonyítva, tehát az iszappal bevitt Zn 2/3-át találjuk ebben a formában a talajban.

A tavaszi árpa magtermésében a Zn-tartalom közel kétszeresére emelkedett a meszes vályogtalajon, ezt követte a meszes homokon, majd a savanyú homokon termett mag Zn-akkumulációja. A savanyú gyöngyösi talajon nem igazolható változás. A tavaszi árpa melléktermésének Zn-tartalma a savanyú talajokon nem módosult igazolhatóan. Meszes homokon viszont 2-szeresére, meszes vályogon pedig közel a 3-szorosára nőtt elérve a 70 mg/kg mennyiséget. Az emberi fogyasztásra szánt lisztben, gabonaőrleményben a 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete alapján 30 mg/kg a megengedett maximális Zn-tartalom. Takarmányokra a hazai szabályozás nem ad útmutatást. Chaney (1982) szerint takarmányban és abrakban az egészségügyi maximum állatfajonként az alábbi lehet: juh 300, marha 500, sertés és csirke számára 1000 mg/kg. A tavaszi árpa termése tehát takarmányként hasznosítható volna az iszappal kezelt talajokon is.

Az iszap sz.a. mindössze 1,3 mg/kg Mo-t tartalmazott, a maximális talajterhelés 78 µg/kg mennyiségnek adódott. A  $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$ -oldható „összes” Mo-tartalom a 80 µg/kg kimutathatósági határ alatt volt minden talajon a kezeléstől függetlenül, így bemutatásuktól eltekintünk. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható Mo-készlet a vályog csernozjomon átlagosan 14 µg/kg, homokon 8 µg/kg tartományban volt, érdemi kezeléshatás nélkül. A gyöngyösi vályogon ez az oldható frakció 91 µg/kg-nak adódott és a maximális iszapterheléssel igazolhatóan 39 µg/kg-ra csökkent. Feltehetően más, kevésbé

oldható szerves frakcióvá alakult. A jelenség tisztázása további vizsgálatokat igényelhet (125. táblázat).

124. táblázat. Bórgyári iszap hatása a talaj és a növény Zn tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Zn-terhelés, mg/kg talajra							
	0	1,5	3	6	12		
cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Zn, mg/kg							
Nyírlugos	22	30	24	26	33		27
Órbottyán	22	23	33	25	42	8	29
Nagyhőrcsök	54	56	55	58	69		58
Gyöngyös	91	92	92	91	95		92
Átlag	47	50	51	50	60	4	52
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Zn, mg/kg							
Nyírlugos	4	7	5	7	12		7
Órbottyán	4	8	7	7	11	6	7
Nagyhőrcsök	4	8	8	8	14		8
Gyöngyös	14	15	15	16	21		16
Átlag	6	9	9	10	14	3	9
Tavaszi árpa magtermés, Zn mg/kg							
Nyírlugos	39	26	29	30	49		35
Órbottyán	37	37	40	43	53	6	42
Nagyhőrcsök	31	34	44	51	61		44
Gyöngyös	38	39	40	42	38		39
Átlag	36	34	38	42	50	3	40
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Zn mg/kg							
Nyírlugos	29	15	19	25	34		25
Órbottyán	28	29	36	42	51	6	37
Nagyhőrcsök	25	29	37	51	70		42
Gyöngyös	31	39	34	35	32		34
Átlag	28	28	32	38	47	3	35

Az iszap 200 mg/kg Zn-készlettel rendelkező szárazanyagában. Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak, ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban.

A tavaszi árpa magtermésében a Mo minden talajon igazolhatóan nőtt. A kötöttebb talajokon termett árpánál ez az emelkedés mintegy 2-2,5-szeres, a meszes homokon közel 3-szoros, míg a savanyú homokon 9-szeres a kontrollhoz viszonyítva. Ismert, hogy a Mo felvétele pH-függő. Savanyú közegben a felvétel gátolt, míg a pH emelkedésével a növényi felvehetőség javul. Az iszap sz.a. 21,5% Ca-ot tartalmazott, a nagyobb iszapterhelésnél a savanyú homoktalaj is meszes talajjá alakult. A pH (KCl) értéke 7,0 fölé emelkedett, a CaCO<sub>3</sub> tartalma elérte a 2,0 %-ot (Kádár és Morvai 2008a). A tavaszi árpa melléktermése nem mutatott változást a meszes csernozjom vályogon, míg a karbonátos homokon közel 3-szorosára, a savanyú agyagon több mint 5-szörösére, savanyú homokon pedig egy nagyságrenddel emelkedett (125. táblázat).

A 9/2003. (III. 13.) ESZCSM rendelete nem tartalmaz útmutatást, nem ad meg határkoncentrációt az élelmiszerek Mo-tartalmára. Chaney (1982) szerint a növényi

szárazanyagban 0,1-3 mg/kg tekinthető normálisnak. Az abrakban az egészségügyi maximum 10 mg/kg a marha és a juh, 20 mg/kg a sertés és 100 mg/kg a csirke számára. Összességében megállapítható, hogy a tavaszi árpa magtermése Mo-nal némileg szennyeződött és emberi fogyasztásra nem volna ajánlható a homoktalajokon a nagyobb mérvű iszapterhelés esetében. Takarmányozási célokra azonban a teljes földfeletti biomassza alkalmas lehet a Mo-készletek alapján. A 125. táblázat adataiból az is megállapítható, hogy az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Mo-tartalom és a növényi részek Mo-tartalma között nincsen összefüggés sem a talajok eredeti Mo-készletét, sem pedig a trágyahatásokat tekintve.

**125. táblázat.** Börgyári iszap hatása a talaj és a növény Mo-tartalmára, 2000

123. táblázat. Borföldszaporításra a talaj és a növény Mo-tartalma, 2000							
Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Mo-terhelés, µg/kg talajra							
	0	10	20	39	78		
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Mo, µg/kg							
Nyírlugos	11	14	14	16	15		14
Órbottyán	8	8	8	8	8	8	8
Nagyhörcsök	11	14	16	15	15		14
Gyöngyös	91	72	70	56	39		66
Átlag	30	28	27	24	19	4	26
Tavaszi árpa magtermés, Mo mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	0,4	2,1	3,0	3,4	3,7		2,5
Órbottyán	1,1	1,4	2,5	2,7	3,1	0,4	2,2
Nagyhörcsök	0,6	0,7	1,0	1,3	1,6		1,0
Gyöngyös	0,8	1,3	1,5	1,7	1,7		1,4
Átlag	0,7	1,4	2,0	2,3	2,5	0,2	1,8
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Mo mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	0,3	1,4	2,4	2,8	3,0		2,0
Órbottyán	0,7	0,8	1,1	1,2	1,9	0,4	1,1
Nagyhörcsök	0,5	0,4	0,5	0,6	0,7		0,5
Gyöngyös	0,5	1,0	1,3	1,9	2,7		1,5
Átlag	0,5	0,9	1,3	1,6	2,0	0,2	1,3

Megjegyzés: Az iszap 1,3 mg/kg Mo-t tartalmazott. A cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” Mo-tartalom mérés határ alatt maradt. Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban.

Az iszap sz.a. 0,3 mg/kg Cd-ot tartalmazott, a talajterhelés a 3. évben csupán 18 µg/kg mennyiséget ért el. A Cd kiemelt környezeti, élettani veszélyességére tekintettel a 126. táblázatban közöljük a kísérlet 1. és 3. évében végzett talajvizsgálati eredményeinket is. Látható, hogy a talajok „összes” elemtartalma kötöttségükkel többszöröse emelkedik. Az igen kicsi terhelés (kevesebb, mint 0,02 mg/kg) nem mutatható ki a precíz vizsgálatok ellenére sem.

Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Cd-tartalom az „összes” mintegy 60 %-át teheti ki átlagosan és követi a talajok kötöttségi trendjét. Az is megállapítható, hogy az 1. évben mért adatokhoz viszonyítva a 3. évben mind az „összes”, mind az oldható tartalom mintegy 20 %-kal mérséklődik. Vajon a növény általi felvételre vezethető vissza?

126. táblázat. Szennyvíziszap hatása a talaj Cd-tartalmára, 1999-2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra 2001-ben					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Cd-terhelés, µg/kg talajra 2001-ben							
	0	2	4	9	18		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Cd, mg/kg talajban 1999-ben							
Nyírlugos	0,07	0,08	0,06	0,06	0,09		0,07
Órbottyán	0,13	0,16	0,13	0,13	0,12	0,06	0,14
Nagyhőrcsök	0,23	0,24	0,25	0,26	0,23		0,24
Gyöngyös	0,48	0,43	0,47	0,41	0,45		0,45
Átlag	0,23	0,23	0,23	0,22	0,22	0,03	0,22
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható „összes” Cd, mg/kg talajban 2001-ben							
Nyírlugos	0,05	0,06	0,05	0,06	0,06		0,06
Órbottyán	0,10	0,10	0,10	0,09	0,11	0,03	0,10
Nagyhőrcsök	0,19	0,18	0,18	0,19	0,18		0,18
Gyöngyös	0,38	0,38	0,39	0,37	0,37		0,38
Átlag	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,02	0,18
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Cd, mg/kg talajban 1999-ben							
Nyírlugos	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02		0,03
Órbottyán	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,02	0,07
Nagyhőrcsök	0,15	0,14	0,14	0,13	0,14		0,14
Gyöngyös	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31		0,32
Átlag	0,14	0,14	0,14	0,14	0,13	0,01	0,14
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Cd, mg/kg talajban 2001-ben							
Nyírlugos	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03		0,03
Órbottyán	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,02	0,05
Nagyhőrcsök	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10		0,10
Gyöngyös	0,27	0,26	0,26	0,24	0,22		0,25
Átlag	0,11	0,11	0,11	0,10	0,10	0,01	0,11

Megjegyzés: az iszap szárazanyaga 0,3 mg/kg Cd-ot tartalmazott. Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban.

A 127. táblázatban a tavaszi árpa fő- és melléktermésének Cd-tartalmát mutatjuk be az évek és a kezelések függvényében. Megállapítható, hogy 1999-ben és 2000-ben a mag Cd-ban a savanyú talajokon gazdagabb. A kezeléshatások savanyú homokon az 1. évben, savanyú agyagos vályogon a 2. évben a legkifejezettebbek. Az átlagos Cd-tartalom az évekkel csökken, a 3. évben a kezeletlen talajokon már 4 µg/kg mérés határ körül vagy alatt marad. A savanyú homoktalajon a kezeléstől függetlenül nem lehetett a Cd-dúsulást kimutatni. A gyöngyösi agyagos vályogon ugyanakkor 68 µg/kg Cd halmozódott fel a magban a maximális iszapterhelés nyomán a 3. évben.

A szalma + pelyva melléktermés 5-10-szer több Cd-ot akkumulált mint a mag. Mindhárom vizsgált évben kiugró a savanyú talajokon termett melléktermés Cd-tartalma. Meszes talajokon a Cd koncentrációja 2. és 3. évben drasztikusan mérséklődik, mely a kontroll talajon (Nagyhőrcsök) nagyságrendbeli esést mutat. A talajok és a kezelések főátlagait tekintve az első évben mért 203 µg/kg Cd a 3. évre 96 µg/kg értékre mérséklődik. A kezeléshatások mindhárom évben kifejezetten és látványosak a gyöngyösi agyagos talajon. A 2. és 3. évben igazolható a meszes vályogtalajon is. A 3 év alatt

46 g mag és 44 g melléktermés, azaz 90 g/edény száraz földfeletti biomassa képződött a kísérlet átlagában 80 µg/kg átlagos Cd-tartalommal. A növényi felvétel tehát elhanyagolható 7 µg/edény mennyiséget tett ki. A felvétel mérséklődése az akkumulálódó szervesanyag és a Ca hatásának tulajdonítható.

**127. táblázat.** Bőrgyári szennyvíziszap hatása a tavaszi árpa Cd-tartalmára, µg/kg

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra 3 év alatt					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Cd-terhelés, µg/kg talajra							
	0	2	4	9	18		
Árpa mag 1999-ben							
Nyírlugos	38	59	64	70	66		59
Órbottyán	18	19	24	32	22	20	23
Nagyhörcsök	18	22	18	26	30		23
Gyöngyös	38	55	47	33	49		44
Átlag	28	39	38	40	42	10	38
Árpa mag 2000-ben							
Nyírlugos	31	32	28	20	30		28
Órbottyán	4	4	10	4	13	24	7
Nagyhörcsök	8	11	13	19	34		17
Gyöngyös	30	64	67	82	72		63
Átlag	18	28	31	30	39	12	29
Árpa mag 2001-ben							
Nyírlugos	<4	<4	<4	<4	<4		<4
Órbottyán	4	23	21	21	22	20	18
Nagyhörcsök	<4	<4	9	<4	21		6
Gyöngyös	<4	<4	<4	26	68		19
Átlag	1	6	7	12	28	10	11
Árpa szalma + pelyva 1999-ben							
Nyírlugos	161	178	142	297	218		199
Órbottyán	147	161	162	189	185	80	169
Nagyhörcsök	147	182	170	173	183		171
Gyöngyös	243	237	240	285	356		272
Átlag	174	190	178	236	235	40	203
Árpa szalma + pelyva 2000-ben							
Nyírlugos	133	152	170	159	157		154
Órbottyán	28	51	87	101	94	54	72
Nagyhörcsök	58	57	60	102	126		81
Gyöngyös	123	180	259	311	412		257
Átlag	86	110	144	168	197	27	141
Árpa szalma + pelyva 2001-ben							
Nyírlugos	105	107	107	69	125		103
Órbottyán	42	22	39	38	54	32	39
Nagyhörcsök	<4	23	51	56	86		43
Gyöngyös	104	168	181	239	310		200
Átlag	63	80	94	100	144	16	96

Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban

128. táblázat. Bórgyári szennyvíziszap hatása a talaj Pb és As tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talaj, 2001-ben					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Pb-terhelés, mg/kg talajra							
	0	1	2	4	8		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Pb, mg/kg							
Nyírlugos	3	6	7	11	15		8
Órbottyán	5	5	8	8	14	3	8
Nagyhőrcsök	12	14	15	17	20		16
Gyöngyös	24	22	26	28	31		26
Átlag	11	12	14	16	20	2	15
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Pb, mg/kg							
Nyírlugos	1,7	3,0	3,4	4,1	5,6		3,6
Órbottyán	2,3	2,6	3,1	3,3	5,0	1,2	3,3
Nagyhőrcsök	3,5	3,9	4,2	4,9	6,3		4,6
Gyöngyös	8,2	8,2	8,9	9,0	10,6		9,0
Átlag	3,9	4,4	5,0	5,3	6,8	0,6	5,1

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talaj, 2001-ben					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
As-terhelés, mg/kg talajra							
	0	0,05	0,10	0,20	0,40		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” As, mg/kg							
Nyírlugos	1,5	1,8	1,7	1,8	2,1		1,8
Órbottyán	3,0	3,1	3,2	2,9	3,3	0,6	3,1
Nagyhőrcsök	7,8	8,1	7,8	7,8	8,0		7,8
Gyöngyös	8,0	8,4	8,2	8,1	8,6		8,3
Átlag	5,1	5,3	5,2	5,2	5,5	0,3	5,2
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható As µg/kg							
Nyírlugos	80	80	105	110	209		117
Órbottyán	101	119	141	145	180	40	137
Nagyhőrcsök	80	80	80	85	124		90
Gyöngyös	80	80	85	110	185		108
Átlag	85	90	103	113	175	20	113

Megjegyzés: A tavaszi árpa magtermésének és a melléktermésének Pb-tartalma 0,5 mg/kg, a As-tartalma 0,3 mg/kg kimutatási határ alatt maradt. Az iszap sz.a. 134 mg/kg Pb és 6,6 mg/kg As elemet tartalmazott. Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban.

Az iszap sz.a. 134 mg/kg Pb-t tartalmazott, a maximális terhelés 8 mg/kg mennyiséget tett ki. Az iszappal talajba vitt Pb jól tükröződik a talaj cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Pb-tartalmában. A talajok Pb-készlete azok kötöttségi sorának megfelelően ugrásszerűen emelkedik. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakció kevésbé látványosan, de szintén a talajok kötöttségének megfelelően nő. A bevitt 8 mg/kg Pb 2,9 mg/kg többletet okozott maximálisan a talajok átlagában e frakcióban, azaz 36 % volt azonosítható a 3. év végén. A tavaszi árpa magtermésének és melléktermésének Pb-tartalma 0,5 mg/kg kimutatási határ alatt maradt minden kezelésben és minden évben (128. táblázat).

Az iszap sz.a. 6,6 mg/kg As-t tartalmazott, a maximális talajterhelés 0,4 mg/kg mennyiségnek adódott. A talajok kötöttségével, ill. kolloidokban való gazdagságával a cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” As mennyisége nő. As-terhelés tendenciájában nagyobb koncentrációkat eredményez minden talajon. A kísérlet hibája 0,6 mg/kg, nagyobb mint a terhelés 0,4 mg/kg maximális értéke. A talajok átlagában azonban az akkumuláció már igazolható és megfelel ez az akkumuláció a bevitt mennyiségnek a 128. táblázatban közölt mérési adatok alapján.

Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakció a talajok átlagában 85 µg/kg mennyiséget mutat az „összes” készletnek átlagosan mindössze 1/60-ad részét képezi és kevésbé függ látszólag a talaj minőségétől. Az „összes” és az „oldható” frakció aránya talajonként drasztikusan eltér azonban. A savanyú homokon ez az arány 19 körüli a kezeletlen talajon, míg az agyagos talajon 100-szoros az „összes” készlet az „oldható” tartalomhoz viszonyítva. A nyírlugosi talajban tehát az „összes” As 5 %-a e módszerrel becsült oldható formában, míg az agyagos gyöngyösi talajban 1 %-a. A bevitt 400 µg/kg As mennyiségének átlagosan 22 %-a mutatható ki az oldható frakció növekményében. Legcsekélyebb akkumulációt 11 %-kal nagyhörcsöki, legnagyobb 32 %-kal a nyírlugosi talaj jelzi a kontrollhoz viszonyítva, a maximális terhelésű kezelésben. A tavaszi árpa a magtermésének és melléktermésének As-tartalma egyaránt 0,3 mg/kg sz.a. méréshatár alatt maradt (128. táblázat).

Az iszap sz.a. mindössze 0,2 mg/kg Se-t tartalmazott, a maximális terhelés 12 µg/kg mennyiséget tett ki. A talajok cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” Se-készlete a kezeléstől függetlenül a 0,4 mg/kg, az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Se-tartalom pedig a 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt. Hasonlóképpen nem volt a magtermés Se-tartalma a 0,1 mg/kg méréshatár felett egyetlen kezelésben sem. A tavaszi árpa szalma + pelyva melléktermése viszont érzékenyen tükrözte a talajok és az iszapterhelés hatását egyaránt (129. táblázat).

129. táblázat. Börgyári iszap hatása a talaj és a növény Se-tartalmára, 2001

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra 3 év alatt					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Se-terhelés, µg/kg talajra							
	0	2	3	6	12		
Tavaszi árpa szalma + pelyva µg/kg							
Nyírlugos	190	101	198	171	177		167
Órbottyán	861	350	371	734	481	200	560
Nagyhörcsök	696	399	294	100	235		345
Gyöngyös	412	321	184	101	178		239
Átlag	540	293	262	277	268	100	328

Megjegyzés: A tavaszi árpa magtermésében, valamint a talaj cc. HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-oldható „összes” és az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakcióiban a Se kimutatási határ alatt maradt. Az iszap sz.a. 0,2 mg/kg Se-t tartalmazott. Az SzD<sub>5%</sub> értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak ezért csak egyszer szerepelnek a táblázatban.

Ismeretes, hogy a Se meszes talajokban szelenát anion formájában könnyen felvehető, a szelenit formában adott Se is gyorsan oxidálódik jól szellőzőtt karbonátos talajban szelenáttá (Kádár 1995, 1998, 1999, Széles et al. 2006, Széles 2007). Ugyanakkor a savas, redukáló és szervesanyagban gazdag talajban a nem mobilis felvehetetlen



formák uralkodnak. A szerves Se-formákról keveset tudunk. A termőföldek már 1-5 mg/kg Se-tartalomnál szennyezettnek minősülnek. Az 5-10 mg/kg tartományban közepes, 10 mg/kg felett pedig erős Se-szennyezésről beszélünk (Kovács 1990, Pais 1980, Eikmann és Kloeke 1991). A takarmányban Chaney (1982) szerint a 2 mg/kg feletti Se-tartalom már kritikusnak minősülhet, míg Brauer (1998) a 4-5 mg/kg Se-készletet tekinti annak. Az extrém nagy iszaptrágyázás tehát inkább Se-hiányos takarmányt vagy élelmiszert eredményezhet hasonló viszonyok között.

#### *Összefoglalás*

- Az eredeti kontroll talajok cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” Zn, Cd, Pb és As készlete azok kötöttségével párhuzamosan emelkedett. Az iszaptrágyázással előálló Zn, Pb, és As akkumuláció az „összes” tartalomban tükröződött. Az „összes” Cd viszont nem módosult, míg az „összes” Mo és Se minden kezelésben a kimutatási (0,08 mg/kg Mo, 0,4 mg/kg Se) határ alatt maradt.

- Az eredeti talajok NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Zn és Mo tartalma emelkedett mennyiséget mutatott a már ércesedés hatása alatt álló gyöngyösi talajon, míg a Se-tartalom a karbonátos talajokban emelkedett. A Cd és Pb készlete a talajok kötöttségével nőtt, míg az As érdemben nem módosult. Az iszaptrágyázással előálló terheléssel igazolhatóan nőtt a talajok oldható Zn, Pb és As készlete, nem változott az oldható Cd-tartalom, míg az oldható Mo és Se készlete általában lecsökkent. Feltehetően kevésbé oldható szerves formában megkötődött.

- A tavaszi árpa Zn, Mo és Cd tartalma igazolhatóan emelkedett mind a mag mind a szalma termésében az iszapterhelés nyomán, míg a szalma Se tartalma felére/harmadára csökkent a sok Se-t felhalmozó karbonátos talajokon. Az Pb 0,5 mg/kg, az As 0,3 mg/kg kimutatási határ alatt maradt a kezeléstől függetlenül mind a fő-, mind a melléktermésben.

#### **6. A B, Ba, Ni, Co, Cu elemek a talaj-növény rendszerben**

Az iszap sz. a. 48 mg/kg B-t tartalmazott, a maximális B-terhelés a 3 év alatt 2,8 mg/kg mennyiséget ért el. A kötöttebb talajok eredeti cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” B-készlete mintegy háromszorosa volt a homoktalajokénak. Amint a 130. táblázatban látható, a talajba vitt B gyakorlatilag teljes mennyisége kimutatható volt az „összes” tartalom gyarapodásában, a mérések hibáját is figyelembe véve. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható B-tartalom a savanyú homoktalajban 0,1 mg/kg méréshatár alatt marad, míg a maximális 2 mg/kg értéket a mészlepedékes csernozjom talajában éri el a kezeletlen edényekben. A talajok átlagában 2,2 mg/kg a maximális oldható B-tartalom emelkedése, azaz mintegy 80 %-a az iszappal bevitt B mennyiségének oldható formában található meg.

A tavaszi árpa szemtermésének B-tartalma a legnagyobb iszapterheléssel több mint kétszeresére emelkedett átlagosan. Savanyú talajon, különösen a savanyú homokon a B-akkumulációja kifejezettebb. A szalma+pelyva melléktermésében átlagosan egy nagyságrenddel több B halmozódott fel, mint a generatív szemtermésben. A vegetatív növényi részek általában jól jelezhetik a luxuskínálatot, mint ismeretes. Maximális B-koncentrációk a kezelt talajok esetében a homoktalajokon jelentkeznek. Figyelemre méltó, hogy a nyírlugosi kontrollon, ahol az oldható B mennyisége a talajban a

0,1 mg/kg méréshatár alatt volt, a tavaszi árpa szalmában már 25 mg/kg B épült be (130. táblázat).

130. táblázat. Bórgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény B-tartalmára

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
B-terhelés, mg/kg							
	0	0,4	0,7	1,4	2,8		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” B, mg/kg 2001-ben							
Nyírlugos	5,4	5,7	6,1	6,9	8,6		6,6
Órbottyán	5,2	6,3	6,7	7,4	9,2	2,0	7,0
Nagyhőrcsök	14,8	14,8	15,6	16,3	16,2		15,5
Gyöngyös	15,8	17,1	17,5	17,9	18,5		17,4
Átlag	10,3	11,0	11,5	12,1	13,1	1,0	11,6
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható B, mg/kg 2001-ben							
Nyírlugos	<0,1	0,4	0,8	1,3	2,4		1,0
Órbottyán	0,4	0,7	1,1	1,4	2,5	0,4	1,2
Nagyhőrcsök	2,0	2,2	2,4	2,9	3,8		2,7
Gyöngyös	1,0	1,3	1,6	2,2	3,2		1,8
Átlag	0,8	1,1	1,5	1,9	3,0	0,2	1,7
Tavaszi árpa magtermés, B mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	1,9	2,3	2,8	4,7	5,5		3,4
Órbottyán	1,2	1,4	2,1	2,2	2,7	1,0	1,9
Nagyhőrcsök	1,2	1,4	1,4	1,7	2,1		1,6
Gyöngyös	1,5	1,8	1,8	1,9	3,7		2,1
Átlag	1,5	1,7	2,0	2,6	3,5	0,5	2,3
Tavaszi árpa szalma + pelyva, B mg/kg 2000-ben							
Nyírlugos	25	26	26	34	46		31
Órbottyán	9	12	14	21	34	6	18
Nagyhőrcsök	12	12	15	16	16		14
Gyöngyös	15	15	15	14	16		15
Átlag	16	16	17	21	28	3	20

Megjegyzés: Az iszap sz.a. 48 mg/kg B-t tartalmazott.

Korábban vizsgáltuk a KxB elemek közötti kölcsönhatásokat tenyészedény kísérletben a karbonátos órbottyáni homok talajon napraforgó jelzőnövényvel. A 4-6 leveles napraforgó sz.a.-ban a B 33 mg/kg koncentrációt mutatott kezeletlen talajon. A lineárisan emelkedő 10, 20, 30 mg/kg B-terhelés nyomán a hajtás B-tartalma exponenciálisan nőtt elérve a 780 mg/kg értéket. A 100-150 mg/kg feletti növényi B-tartalom mérgezéshez vezetett kifejezett termésesökkenéssel. Megállapításaink szerint a B nem kötődik meg e talajon a növény számára felvehetetlen formában, borát anionként tömegárammal könnyen bejut a növénybe és főként a föld feletti hajtásban, levélben akkumulálódik. Növényanalízissel a B-ellátottság ellenőrizhető. A talaj javuló K-ellátottsága bizonyos fokig ellensúlyozni képes a B-túltrágyázás kedvezőtlen hatását ezen a K-ban szegény homoktalajon (Shalaby és Kádár, 1984).

A nagyhőrsöki mészlepedékes csernozjom talajjal beállított tenyészedény kísérletünkben 0, 20, 40, 60 mg/kg B-terhelést alkalmaztunk szintén borax formában. A

forróvíz oldható B-tartalom a kezeletlen talajon 1 mg/kg koncentrációt mutatott, melyet a nagyobb B-trágyázás mintegy a harmincszorosára növelte meg. A talajba adott B kb. 50 %-a forróvíz oldható formában maradt a talajban. Eredményeink szerint amennyiben e talaj forróvíz oldható B-tartalma meghaladja a 15-20 mg/kg, illetve a 4-6 leveles napraforgó hajtása a 100-150 mg/kg B-tartalmat, a talajtermékenység csökkenésével, a napraforgó mérgezésével kell számolni (*Kádár és Shalaby, 1985*).

A KxB kölcsönhatásokat szabadföldi tartamkísérletben is vizsgáltuk kukorica növényen a nagyhorcsöki mészeledékes csernozjom talajon. Eltérő K-ellátottságú parcellákon 0, 20, 40, 60 kg/ha B-terhelést alkalmaztunk. A 4-6 leveles kukorica hajtásának B-koncentrációja a kontrollon mért 17 mg/kg sz. a. mennyiségről 132 mg/kg-ra emelkedett. A szemtermés 7,5-ről 6,0 t/ha-ra csökkent ugyanitt. A betakarításkori szem és szár mérsékelt B-készlettel rendelkezett. A szárban 7-22 mg/kg, míg a szemben 5-15 mg/kg között változott a beépült B mennyisége a kínálat függvényében (*Kádár és Csathó 1991, In: Csathó 1994*).

*Eaton (1944)* és *Bingham (1973)* vizsgálatai szerint az árpa és a kukorica is közepesen toleráns fajok a B-mérgezéssel szemben, azaz mintegy 5 mg/kg forróvíz oldható B-tartalmat elviselhetnek. Ez az általunk vizsgált nagyhorcsöki talajon 10 mg/kg  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható B-tartalomnak felel meg. *Wear és Patterson (1962)* hangsúlyozta, hogy kötött talajon ugyanakkora vízdoldható B-tartalom kisebb növényi felvételt és toxicitást eredményez. Kevésbé puffertalajokon az 5-20 kg/ha feletti B-adagolás már esetenként terméseszkökenést eredményezhet *Mortvedt és Cunningham (1971)* adatai alapján. A hivatkozott saját és irodalmi eredmények szerint tehát a tavaszi árpa B-tartalma mérsékelt maradt az iszapkezelés nyomán. *Chaney (1982)* normálisnak tekinti a 7-75 mg/kg közötti B-tartalmat a növényben, az egészségügyi maximum 150 mg/kg feletti tartomány lehet.

Az iszap sz. a. 200 mg/kg Ba-ot tartalmazott, a legnagyobb terhelés 12 mg/kg mennyiséget ért el. A cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -oldható „összes” Ba bár rendre emelkedett a növekvő terheléssel (különösen a laza talajokon), a változás nem volt statisztikailag igazolható az egyes kezeléseknél, csak a talajok átlagában. A 12 mg/kg terhelés 8 mg/kg emelkedést okozott az „összes” tartalomban, tehát a gyarapodás alapján a bevitt Ba 75 %-a volt kimutatható. Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható frakció emelkedése szintén a homoktalajokban látványos és egyértelműen igazolható is. A Ba mintegy 40 %-át ebben az oldható frakcióban találjuk átlagosan (*131. táblázat*).

A talajok kötöttségével párhuzamosan nemcsak az „összes” és oldható Ba-készlet nőtt, hanem a tavaszi árpa fő- és melléktermésének Ba-készlete is. A melléktermés közel 20-szoros Ba-koncentrációval rendelkezett a magterméshez viszonyítva. A savanyú homoktalajtól eltekintve mind a szem, mind a szalma Ba-tartalma mérséklődött az iszapterhelés eredményeképpen. Feltehető, hogy a Ba növényi felvehetőségét a szervesanyag akkumulációja gátolhatta a talajban. A kezelés/terhelés/hatásokat tekintve a talajvizsgálati adatok és a növényelemzés eredményei között nincs összefüggés, illetve szűkítő negatív összefüggést találunk a *131. táblázatban* bemutatott eredmények szerint.

Az iszap sz. a. 7,9 mg/kg Ni-t tartalmazott, a legnagyobb talajterhelés 0,48 mg/kg volt. A talajok kötöttségével mind az „összes”, mind az oldható Ni-készlet nőtt az eredeti talajban. Az oldható frakció az „összes”-nek 1/30-ad része a savanyú homokban, 1/13-ad része a meszes homokban, 1/8-ad része a vályog és 1/4-ed részéhez közelít az agyagos vályogban. Úgy tűnik minél gazdagabb a talaj Ni-ben, annál nagyobb hányad

marad oldhatóbb formában a kezeletlen talajokban. Az iszappal kezelt talajokban ez a kép megfordul. Savanyú homokon igazolhatóan nőtt, meszes homokon nem változott, míg a kötöttebb talajokon igazolhatóan leesett az oldható Ni-tartalom az iszapterheléssel. Kötöttebb talajokon az „összes” készlet is mérséklődik tendenciajelleggel vagy igazolhatóan (132. táblázat).

131. táblázat. Börgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Ba-tartalmára

Talajok megnevezése	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	7,5	15	30	60		
Ba-terhelés, mg/kg							
	0	1.5	3	6	12		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Ba-tartalom, mg/kg							
Nyírlugos	28	37	30	33	38		33
Órbottyán	27	28	29	31	39	14	31
Nagyhőrcsök	110	111	111	113	118		113
Gyöngyös	198	203	202	202	203		202
Átlag	91	95	93	95	99	7	95
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Ba, mg/kg							
Nyírlugos	6	6	8	10	13		8
Órbottyán	7	8	9	10	13	2	9
Nagyhőrcsök	21	22	22	22	22		22
Gyöngyös	28	29	31	32	33		31
Átlag	15	16	17	18	20	1	18
Tavaszi árpa magtermés, Ba mg/kg							
Nyírlugos	0,42	0,40	0,38	0,38	0,37		0,39
Órbottyán	0,62	0,62	0,46	0,36	0,22	0,30	0,46
Nagyhőrcsök	0,84	0,92	0,89	0,54	0,51		0,74
Gyöngyös	1,06	1,24	0,87	0,68	0,68		0,91
Átlag	0,74	0,80	0,65	0,50	0,46	0,15	0,63
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Ba mg/kg							
Nyírlugos	8	9	10	10	13		10
Órbottyán	10	8	8	10	8	4	9
Nagyhőrcsök	16	13	10	9	9		11
Gyöngyös	24	20	16	15	12		17
Átlag	15	12	11	11	11	2	12

Megjegyzés: Az iszap 200 mg/kg Ba-t tartalmazott.

A tavaszi árpa fő- és melléktermésében a Ni kiegyenlített és kicsi koncentrációt mutat a talajoktól lényegében függetlenül. Az iszapterheléssel a Ni-tartalom tendenciájában vagy igazolhatóan mérséklődik mind a szemben, mind a szalmában. Az eredmények arra utalnak, hogy az iszappal talajba jutott Ni megkötődhet és kevésbé kimutatható, illetve a növény számára kevésbé felvehető formává alakulhat. Bár a változások esetenként igazolhatók, illetve a tendenciák egyirányúnak tűnnek, a kismérvű, néhány vagy néhány tized mg/kg értékek messzemenő következmények levonására nem alkalmasak. Az iszap Ni-ben igen szegény, így a nagymérvű iszapterhelés hígulási effektust is okozhatott (132. táblázat).

132. táblázat. Bórgyári szennyvíziszap hatása a talaj és a növény Ni-tartalmára

Talajok	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
Megnevezése	0	7,5	15	30	60		
Ni-terhelés, mg/kg							
	0	0,06	0,12	0,24	0,48		
cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Ni, mg/kg							
Nyírlugos	6	6	6	6	6	2	6
Órbottyán	8	8	8	7	7		8
Nagyhőrcsök	28	27	26	25	24		26
Gyöngyös	32	32	32	31	30		31
Átlag	18	18	18	17	17	1	18
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Ni, mg/kg							
Nyírlugos	0,2	0,4	0,6	0,6	0,7	0,4	0,5
Órbottyán	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5		0,6
Nagyhőrcsök	3,4	3,3	3,1	2,9	2,5		3,00
Gyöngyös	8,7	8,5	8,0	7,0	5,9		7,6
Átlag	3,2	3,2	3,1	2,8	2,4	0,2	2,9
Tavaszi árpa magtermés, Ni mg/kg							
Nyírlugos	0,6	0,4	0,6	0,7	0,4	0,4	0,5
Órbottyán	0,6	0,8	0,8	0,3	0,3		0,5
Nagyhőrcsök	0,9	0,6	0,5	0,5	0,5		0,6
Gyöngyös	0,5	0,8	0,7	0,5	0,7		0,6
Átlag	0,7	0,7	0,7	0,5	0,5	0,2	0,6
Tavaszi árpa szalma + pelyva, Ni mg/kg							
Nyírlugos	0,6	0,4	0,6	0,7	0,4	0,4	0,5
Órbottyán	0,8	0,8	0,8	0,3	0,3		0,6
Nagyhőrcsök	0,9	0,6	0,5	0,5	0,5		0,6
Gyöngyös	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6		0,7
Átlag	0,8	0,6	0,6	0,5	0,4	0,2	0,6

Megjegyzés: Az iszap 7,9 mg/kg Ni-t tartalmazott.

Hasonlóképpen szegény volt az iszap Co elemében, mindössze 4,4 mg/kg készlettel rendelkezett. A maximális talajterhelés 264 µg/kg, azaz kereken 0,3 mg/kg mennyiségnek adódott. A Ni-hez hasonlóan mind az „összes”, mind az oldható Co készlet a talajok kötöttségével nőtt, míg az iszapterheléssel igazolhatóan mérséklődött a nagyobb Co-tartalmú kötöttebb talajokon. Itt is feltehető, hogy az iszaptrágyázás híguláshoz vezetett. A tavaszi árpa magtermésében a Co 21 µg/kg, a melléktermésben 85 µg/kg átlagos tartalmat mutatott a kezeléstől függetlenül (133. táblázat).

Az iszap sz. a. 39 mg/kg Cu elemet tartalmazott, a legnagyobb talajterhelés 2,4 mg/kg volt. A cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással meghatározott „összes” Cu készlete a talajban igazolhatóan nem változott, bár a növekvő tendencia egyértelműen megnyilvánult csaknem minden talajon. A kontrollhoz viszonyított 1 mg/kg körüli maximális akkumuláció arra utalhat, hogy kb. a bevitt Cu 40 %-a található „összes” formában, a talajok átlagában a 3. évben. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható frakció szintén csak tendencia jelleggel tükrözi az akkumulációt. A kapott 0,3 mg/kg kontrollhoz viszonyított többlet az iszappal talajba juttatott mennyiség 12 %-ának adódhat. A Cu gyorsan megkötődhet a talajban és a növényi felvehetősége is korlátozott szabadföldi vizsgála-

taink eredményei szerint is (Kádár 2003). A tavaszi árpa magja 6 mg/kg, a melléktermése 4 mg/kg sz. a. Cu-tartalommal rendelkezett a kezelésektől függetlenül (133. táblázat).

133. táblázat. Bőrgyári szennyvíziszap hatása a talaj Co és Cu tartalmára

Talajok	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
Megnevezése	0	7,5	15	30	60		
Co-terhelés, µg/kg							
	0	33	66	132	264		
	cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Co, mg/kg						
Nyírlugos	3,0	3,0	2,9	3,0	3,0	0,4	3,0
Órbottyán	3,3	3,2	3,2	3,2	3,3		3,2
Nagyhörcsök	9,6	9,4	9,1	9,0	9,0		9,2
Gyöngyös	14,1	13,6	13,6	13,5	13,2		13,6
Átlag	7,5	7,3	7,2	7,2	7,1	0,2	7,3
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Co, mg/kg							
Nyírlugos	0,4	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4
Órbottyán	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4		0,5
Nagyhörcsök	1,9	1,8	1,7	1,6	1,3		1,6
Gyöngyös	5,2	4,6	4,3	3,4	2,4		4,0
Átlag	2,0	1,8	1,7	1,5	1,1	0,2	1,6

Talajok	Iszapterhelés g/kg talajra					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
Megnevezése	0	7,5	15	30	60		
Cu-terhelés, mg/kg							
	0	0,3	0,6	1,2	2,4		
	cc. HNO <sub>3</sub> +cc. H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -oldható „összes” Cu, mg/kg						
Nyírlugos	6	6	5	6	7	3	6
Órbottyán	8	10	10	10	10		10
Nagyhörcsök	16	17	16	17	18		17
Gyöngyös	26	26	26	25	26		26
Átlag	14	15	14	14	15	2	14
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható Cu, mg/kg							
Nyírlugos	1,7	2,0	2,0	2,1	2,6	0,8	2,1
Órbottyán	3,0	3,1	3,4	3,0	3,2		3,2
Nagyhörcsök	3,3	3,5	3,4	3,5	4,0		3,5
Gyöngyös	8,1	8,6	8,7	7,8	7,6		8,2
Átlag	4,0	4,3	4,3	4,1	4,3	0,4	4,2

Megjegyzés: tavaszi árpa magban a Co 21 µg/kg, Cu 6 mg/kg, szalmában a Co 85 µg/kg, Cu 4 mg/kg átlagosan a kezeléstől függetlenül. Az iszap 4,4 mg/kg Co és 39 mg/kg Cu elemet tartalmazott.

## Szabadföldi kisparcellás kísérletek

### Vágóhídi hulladék komposztok és húsliszt vizsgálata

#### 1. Állati eredetű zsíros hulladékok komposztálhatóságáról

A Hulladékgazdálkodási törvény megalkotásával egyidejűleg hazánkban is erőteljesebben fogalmazódtak meg olyan törekvések, amelyeknek célja a végleges lerakóhelyre kerülő biológiai eredetű veszélyes hulladékok mennyiségének jelentős mértékű csökkentése. Ezen anyagok közül különös figyelmet érdemelnek az állati eredetű veszélyes hulladékok, mert ezek mennyisége országos szinten mintegy 370 ezer tonna/év. A Magyarországon nyilvántartottan kezelt mennyiség közel 12%-a elhullott állati tetem vagy testrész, 55%-a vágóhídi, húsfeldolgozási, bőripari hulladék. A 370 ezer tonna nagyobbik részéből fehérjelisztet és ipari zsírt gyártanak, azonban a végleges lerakásra kerülő mennyiség még mindig nagy, mintegy 55 ezer tonna évente.

A vegyes állatifehérje lisztek alapanyagai között állatihullán, csonton és vágóhídi hulladékon kívül szaru, toll, szőr, keratintartalmú anyagok is előfordulnak. A felhasznált anyagok minősége és aránya általában bizonytalan, mert azok véletlenszerűen érkeznek a feldolgozó üzembe. A lisztek fehérjeminőségét a négy eltérő aminosav összetételű fehérje szabja meg: izomfehérje, vérfehérje, kollagén, keratin. Egyfázisú, azonos minőségű termékek gyártása akkor valósulhatna meg, ha külön dolgoznák fel a húst, vért, csontot (kollagén), tollat húsliszt, vérliszt, csontliszt, tollliszt formájában. Mindez népgazdasági érdek, az állattenyésztés/takarmányozás javító tényezője lehetne. A csontliszt mezőgazdasági hasznosítása biotrágyaként, talajjavító anyagként korlátlan lehetőséget, piacot kínálhat.

A lerakás magas költségigénye, a környezetterhelés csökkenése és az EU csatlakozásunk után várható szigorúbb környezetvédelmi követelmények szükségessé teszik olyan új eljárások kutatását és műszaki megvalósítását, amelyek által a végleges lerakásra kerülő hulladékok mennyisége jelentős mértékben csökkenthető lesz. A kutatás-fejlesztés fő részei voltak (Kiss *et al.* 2001):

- Komposztálási modellkísérletekben meghatározni, hogy a hőkezelt állati hulladékok mekkora maximális zsírtartalommal komposztálhatók, valamint növényi adalékanyagok hozzáadásával a lebontási folyamat biológiai aktivitása milyen mértékben növekszik meg.
- Levegőztetéssel gyorsított zárt rendszerű komposztáló technológia kifejlesztése (fóliatakarás, levegőztetés, nedvességpótlás stb.) félüzemi komposztálási kísérletek lefolytatásával, amelynek segítségével stabilizált szervesanyag állítható elő. A biológiai úton könnyen degradálható fehérjék bomlástermékei mellett az állati hulladékban megtalálható zsírok lebomlásának meggyorsítása, illetve minél teljesebbé tétele.
- Szabadföldi kisparcellás kísérletben értékelni az így előállított komposztok trágyahatását és kidolgozni az ártalommentes mezőgazdasági felhasználásra vonatkozó javaslatokat. A szakhatóságokkal megvizsgálni az állati hulladékból előállított komposzt talajjavító anyagként való forgalomba hozatalának feltételeit.
- Megállapítani a talaj zsírolebontó képességét és maximális terhelhetőségét. Javaslatot kidolgozni a zsírok lebontásáért felelős mikroszervezetek működésének elősegítésére.

Az ATEVSZOLG Rt. és az együttműködő szakemberek által 1997-ben kifejlesztett hőkezelésen alapuló sterilizációs technológia segítségével a fehérjelisztt gyártására alkalmatlan hulladékok jelentős része kivonható a veszélyes és fertőző hulladékok köréből. A teljes körű hasznosíthatóság az anyag komposztálása után válik lehetővé. Az ilyen irányú hasznosítás előfeltétele az *Állategészségügyi Szabályzatban (41/1997 FM rendelet)* előírt hőkezelés. A hőkezelésen alapuló sterilizációs technológia tette lehetővé, hogy a hulladék kikerüljön a veszélyes hulladékok köréből. A kész komposzt megfelelő minőség esetén terménynövelő anyagként forgalomba hozható, illetve talajtani szakvélemény alapján ellenőrzött körülmények mellett termőföldre kihelyezhető.

A címben a zsírt azért szerepeltettük, mert a végleges lerakásra kerülő állati eredetű hulladékok eddig főként a magas zsírtartalmuk miatt nem voltak hasznosíthatók, eltekintve természetesen azokról a hulladékoktól, amelyekből gazdaságos módon kivonható a zsírtartalom takarmányként vagy ipari zsírként hasznosítható. Ezek az állati eredetű hulladékok egyrészt a húsipari vállalatok vágási, feldolgozási hulladékai, másrészt a húsipari vállalatok szennyvíztelepi iszapjai.

A kísérleteinkben nem alkalmaztunk szelektált mikroszervezetekkel történő oltást és zsírbontó enzimeket. Ilyen értelemben a biológiai degradáció a természetes körülmények között megtalálható mikrobák hatására zajlott le. Természetes körülmények között az állati és mikrobiális szervezetekben az intenzív zsírbontás a lipáz enzim, a  $\beta$ -oxidációs folyamat illetve a citrát-kör (trikarbonsav-ciklus) enzimeinek a segítségével valósul meg. Zsírbontó enzimek egyébként a növényvilágban is előfordulnak, így pl. a ricinusmagból nyerhető olyan enzim készítmény, amivel viszonylag alacsony hőmérsékleten (35-40 °C) kivitelezhető a zsírbontás. A zsírbontás első szakaszában a triacilglicerolok (trigliceridek) hidrolízisét a lipázok végzik. A lipázok közreműködésével glicerint és az észterezésben résztvevő zsírsavakat (karbonsavakat) keletkeznek.

A talajban a glicerint, mint a mikroszervezetek (főként a sztreptomicések) számára kiváló szénforrást, viszonylag gyorsan tovább hasznosul. A zsírsavak általában egy darabig halmozódnak a közegben, majd idővel az adaptálódott mikroszervezetek tevékenysége révén a  $\beta$ -oxidációs folyamatban, illetve a citrát-körben hasznosulnak. A folyamat során intermediereként képződő keto- és oxisavak a közegben nem halmozódnak fel, hanem tovább oxidálódnak széndioxidra és vízre. A mikrobiális oxidatív zsírbontó folyamat természetes körülmények között viszonylag lassú, a zsírbontás átlagos sebességét 70 mg/g zsír/30 nap értékre becsülik. A mikroszervezetek esetében a zsírbontás pH és hőmérsékleti optimuma meglehetősen tág határok között változik, szervezettől függően az előbbi értéke 4-9 között, utóbbié pedig 30-43 °C között van.

Az állati eredetű hulladékok sikeres komposztálása igazolta, hogy szinte minden állati eredetű hulladék alkalmas komposztálásra. Habár néhány hulladék-összetevő úgymint a csont, a toll, a szőr csak lassan degradálódik, az állati szövetek általában 6-12 hónap időtartam alatt lebomlanak. A komposztálás során jelentkező hőmérsékleten folyékonyra váló magas zsírtartalom befolyásolhatja a komposztálás hatékonyságát. Feltételezhető, hogy a pórusokat kitöltő zsírtartalom csökkenti az oxigén penetrációját a kezelt anyagba. A kedvező kezdeti tapasztalatok ellenére kevés információ található a szakirodalomban az állati eredetű hulladékok degradálhatóságának kinetikai jellemzőiről, valamint a befolyásoló tényezőkről.

A téma keretében laboratóriumi, komposztálást szimuláló vizsgálatokat végeztünk az alábbi célkitűzésekkel:



- A nedvességtartalom hatása az aerob komposztálási folyamatra célszerűnek tartott 30-60% szárazanyag-tartalom tartományban.
- Az állati eredetű hulladékok lebomlása az idő függvényében az 5-30% zsírtartalom tartományban
- Az 1:0,25; 1:0,5 és az 1:0,75 hulladék: szalma szárazanyag keverési arány hatása a komposztálási folyamatra ( levegőigény, hőtermelés, stb.)

A vizsgálataink szerint a nedvességtartalom jelentős hatással van a degradáció menetére. Kedvező szerkezet biztosítása esetén (1:0,5 vagy 1:0,75 hulladék: szalma arány és tökéletes elkeverés) célszerű a szárazanyag-tartalmat 30-45% tartományon belül tartani a komposztálás intenzív szakaszában. A tökéletes elkeverés, homogenizálás alapvető követelmény a szalmaadalék és a hulladék keverékben. Hiányos elkeverés, inhomogenitás esetén fenn áll a nagyobb rögök kialakulásának a veszélye, ami különösen a nagy zsírtartalmú hulladékok esetén anaerob állapot kialakulását eredményezheti. A nagyobb zsírtartalom és nedvességtartalom szerkezetrontó hatása összeadódhat, ami átlevégőztethetőség szempontjából tovább rontja a helyzetet. A hulladék származási helyétől, összetételétől és zsírtartalmától függően különbség mutatható ki degradálhatóságban, de ezek a különbségek nem jelentősek. Kedvező feltételek között, kedvező szerkezet, illetve hulladék: szalma keverési arány mellett a hulladék szervesanyag-tartalmának 80-97%-a lebomlik 20 nap alatt.

A zsírtartalom növelése nem volt negatív hatással a lebontási folyamatra. A tiszta zsírral végzett (88,3% SZOE) degradációs teszt igazolta, hogy C/N arány szabályozása mellett, a túlnyomórészt zsírt tartalmazó hulladék is könnyen degradálható. Az 1:0,5 szalma: hulladék adalékaránynál a zsír szervesanyag-tartalmának 80%-a degradálódott alig 40 nap alatt. A komposztált minták zsírtartalmának vizsgálata igazolta, hogy már 3 hét után a zsírtartalom jelentősen csökken és a kiindulási zsírtartalmi értékektől függetlenül 0,1-1,5% között mozog. A zsír könnyű komposztálhatósága és magas C/N aránya lehetővé teszi az alacsony C/N arányú keverékek esetén a szénbevitel növelését zsíradagolás segítségével.

A zsírtartalom nem befolyásolta az aktivitás értékét. A legalacsonyabb adalékaránynál (1:0,25) mellett sem jelentkezett a zsírtartalom növelésével (5-33%) érdemi gátló hatás. A legnagyobb aktivitásértékeket és összegzett O<sub>2</sub>-fogyasztást a nagyobb zsírtartalmú keverékekre kaptuk.

A hosszúidejű kísérletben használt különböző zsírtartalmú hulladékok C/N aránya 6,1-9,7 között változott. Az állati eredetű hulladékok alacsony C/N aránya miatt igen nagy mennyiségű szalma adalékot kellene felhasználni a szénforrás pótlására. A szakirodalmi utalások szerinti optimális C/N tartomány alsó értékének eléréséhez 1:3 hulladék: szalma szárazanyagra vetített keverési arányt kellene beállítani. Ez azonban üzemi alkalmazás szempontjából messze meghaladja az elfogadhatónak tartott mértéket. A szalma lassú degradációját figyelembe véve valójában még az 1:3 keverési arány sem tud megfelelő szénforrásként szolgálni a lebontási folyamathoz. Azt is mintegy duplájára kellene növelni.

Az alacsony C/N arány azonban nem hatott fékezőleg a lebontási folyamatokra, az ammónia toxicitás jeleit nem tapasztaltuk. Az alacsony C/N arány velejárója a jelentős nitrogénvesztesség. A vizsgált 1:0,25; 1:0,5; 1:0,75 adalékarányok mellett nem lehetett kimutatni az adalékarány érdemi hatását a nitrogénvesztesség csökkentésére. Az ammóniavesztesség mérséklését esetleg más könnyen bontható szénforrás segítségével lehetne elérni. Az optimális szalma: adalékarány megválasztásánál a szerkezetjavítási

cél elérését kell mérlegelni. A laboratóriumi vizsgálati eredmények alapján az optimális 1:0,75 hulladék: szalma adalékarány alkalmazása javasolt.

A komposztálás során bekövetkező N-tartalom csökkenésének legnagyobb hányada a N-tartalmú szerves vegyületek, elsősorban a fehérjék, nukleinsavak dezaminálási folyamata során keletkező ammóniagáz-kibocsátás formájában jelentkezik. Az összes N-veszteség csupán néhány százalékát jelentik a nitrogén-oxidok, amelyek részben a nitrifikációból és denitrifikációból származnak. Ezek a folyamatok térben és időben átfedik egymást. Az ammonifikáció, nitrifikáció és denitrifikáció viszonya nagymértékben függ a redoxi viszonyoktól, az abiotikus tényezőktől és a részben ezek hatására kialakuló mikroba populációtól. A nagy nedvességtartalom és a termofil szakaszban bekövetkező jelentős hőmérséklet-emelkedés ( $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) – ami a nitrifikációt gátolja, az ammonifikációt fokozza – és az emelkedő pH jelentősen növeli az ammónia kibocsátást. Az  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$  arányt célszerű alkalmazni a komposztok minősítésénél. Ha ez az érték 2 körüli vagy alatti, akkor jó minőségről beszélhetünk. Ha az  $\text{NH}_4\text{-N}$  túlsúlya nagy, a nitrifikáció még nem ment végbe.

A tömegspektrometriás mérési eredmények szerint a modellkísérletek zárómintáiban, illetve a csurgalékvizekben a zsírtartalom minden esetben jóval 0,5% alatt maradt, sokszor nem is detektálható, ami a komposztálás teljességére utal. Ezekben a mintákban gyakorlatilag nincs mérhető, azonosításra alkalmas komponens, tömegspektrum. A komposzt minták összes csíraszám eredményeiből ( $10^8\text{-}10^9/\text{g}$  komposzt) egyértelmű volt, hogy komposztálás során igen intenzív mikrobiális tevékenység folyt. A kész komposztok csíraszama ugyanis nagyságrendekkel meghaladta a „normál” talajokra jellemző összes élő aerob csíraszámot. Érdekesség, hogy az 1:0,75 hulladék: szalma arány mellett záróminták összes csíraszama ( $10^9/\text{g}$  komposzt) egy nagyságrenddel haladta meg a 1:0,25 hulladék-szalma arány mellett végzett kísérletek során vett záróminták eredményeit ( $10^8/\text{g}$  komposzt). Ami arra enged következtetni, hogy a megnövelt szalma mennyisége előnyös lehet a folyamat szempontjából. Az MTA TAKI abból a szempontból vizsgálta meg a mintákat, hogy a komposztálási anyagokban van-e olyan összetevő, amely kérdésessé teheti a mezőgazdasági kihelyezést, ha van ilyen, akkor erre a kísérletek kezdeti szakaszában fény derüljön.

## 2. Anyag és módszer, a kísérlet körülményei

Kísérleteinket 2002. és 2003. években állítottuk be az *MTA TAKI Órbottyán* kísérleti telepén, mely a Duna-Tisza közti homokhátság északi részén, a gödöllői dombvidék peremén helyezkedik el. A talajvíz tükre 6-8 m mélyen található, a talajképződési folyamatokat, illetve a trágyahatásokat nem befolyásolja. Termőhely a homoktalajokra jellemzően rossz vízgazdálkodású, nagy vízáteresztő és kis víztartóképeséggel, aszályérzékeny, heterogén. Fokozottan jelentkezhet a víz- és szélerózió. Sok a defláció által sújtott és elvékonyodott, illetve ezzel párhuzamosan a ráhordással vastagított homokréteg. Kisebb foltokban előfordul kétrétegű homok és rozsdabarna erdőtalaj is, ami a talaj mozaikjellegét növeli (*Stefanovičs 1966, Várallyay 1984, Klimes-Szmik 1955*).

A szántott rétegben 0-8% közötti  $\text{CaCO}_3$ -ot találunk 0,8-1,4% közötti humusz tartalommal és 10-15% agyagfrakcióval. A  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  általában 7-8, a  $\text{pH}(\text{KCl})$  6-7, a  $\text{K}_\text{A}$  26-30 értékeket mutat. Az oldható P-tartalom alapján gyengén vagy közepesen, K-mal és N-nel igen gyengén ellátott. A humuszos szint vastagsága 60-80 cm, de az erodál-

tabb lepusztult részeken a talaj  $\text{CaCO}_3$  tartalma megnő és a humuszos szint vastagsága lecsökkenhet. Az 1 m alatti rétegek  $\text{CaCO}_3$  tartalma a 15-20%-ot is elérheti (Kádár 2006).

A 4 féle szerves trágyával 4 önálló kísérletet állítottunk be. Kísérletenként 5 kezelést alkalmaztunk 4 ismétlésben, azaz 20-20 parcellával. A parcellák  $5 \times 8 = 40 \text{ m}^2$ -esek voltak véletlen blokk elrendezésben. A terhelési szintek 0, 25, 50, 100, 200 t/ha friss komposztot, vagy 0; 2,5; 5, 10, 20 t/ha csontos húslisztet jelentettek egyszeri leszántással. A további években a kezelések hatásait, illetve utóhatásait regisztráltuk. Mivel az állati hulladékok K-ban szegények és a homoktalaj K-szolgáltatása is korlátozott, minden kísérletben 200 kg/ha  $\text{K}_2\text{O}$  adaggal K-trágyázást végeztünk 60%-os kálisóval a beállítás előtt. Az alkalmazott trágyaszerek elnevezéséről, adalékanyagairól, érzékszervi minősítésükről és kijuttatásuk idejéről a 134. táblázat nyújt áttekintést. A csontos húsliszt mérsékelt adagjait indokolta kiemelkedően nagy, 95%-ot elérő szárazanyag, 12,8%-ot elérő zsír és 6,4%-ot elérő N tartalma.

**134.táblázat.** Az alkalmazott vágóhídi trágyaszerek elnevezése, érettségi foka, adalékanyagai, érzékszervi minősítése és kijuttatásuk ideje (Örbottyán)

Trágyaszor érettsége, neve	Csontos húsliszt adalékanyaga	Érzékszervi minősítés	Kijuttatás ideje Év Hó Nap
Érett komposzt	szennyvíziszap	szagtalan, morzsás	2002. 05. 09.
Éretlen komposzt	szalma	bűzös, rögös	2002. 05. 09.
Félérett komposzt	szalma	bűzös, rögös	2002. 11. 18.
Csontos húsliszt	–	szagtalan por	2002. 11. 18.

A kísérletek beállításakor a leszántandó komposztált vágóhídi hulladékból, illetve a csontos húslisztből 20-20 pontminta egyesítésével 2-2 párhuzamos átlagmintát vettünk laboratóriumi vizsgálatok céljaira. A vágóhídi hulladékból és húsipari szennyvízből álló *érett komposzt* 2 hónapos levegőztetés és 10 hónapos érlelést követően földszőrű, aprómorzsás szerkezetű, jól homogenizált szagtalan anyag volt. A csontos húsliszt és szalma 1:0,5 száraztömeg arányú keverékből előállított *éretlen komposzt* 6 hét levegőztetés után készült, érlelés nélkül. Az anyag erősen bűzlött, 10-20 cm nagyságú rögöket tartalmazott, beszántás előtt rögtörést, homogenizálást igényelt. A *félérett komposzt* szintén heterogén állapotú, rögös és bűzös volt a 6 hónapos, szalmával történt érlelés ellenére. A csontos húsliszt légszáraz szagtalan port jelentett. A kísérletben termesztett növényfajokról, fajtákról, valamint vetésük és betakarításuk naptári idejéről a 135. táblázat informál.

**135.táblázat.** A termesztett növényfajok és fajták vetésének/betakarításának ideje

Évek	Növényfaj	Fajta	Vetés	Betakarítás
1.	silókukorica ( <i>Zea mays</i> )	Spirit	2002.05.13.	2002.09.16.
2.	mustár ( <i>Sinapis alba</i> )	Silenda	2003.04.07.	2003.07.08.
3.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	Disco	2003.09.30.	2004.07.26.
4.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	Disco	2004.09.14.	2005.07.18.
5.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	Presto	2005.09.15.	2006.07.21.
6.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	GK bogo	2006.09.25.	2007.06.27.
7.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	GK bogo	2007.09.12.	2008.07.07.
8.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	Versus	2008.09.20.	2009.07.17.
9.	tritikálé ( <i>X Triticosecale</i> )	Kitaro	2009.09.24.	2010.07.19.

A 2002-2010. évek csapadékviszonyait a *136. táblázat* foglalja össze havi, negyed- és éves bontásban. Látható, hogy a 2002. év aszályosnak minősül a Spirit fajtájú csemegekukorica számára. A kedvezőtlen időjárási viszonyok között a növényállomány nem tudott beérni, csak silózásra volt alkalmas. A kukorica aktív 4 hónapos, májustól-augusztusig tartó tenyészideje alatt mindössze 237 mm eső hullott. A 2003. év szintén kitűnt szárazságával. A mustár áprilisban 12, májusban 32, júniusban 8 mm csapadékot kapott. Gazdaságilag értékelhető termés (magtermés) nem is képződött, az állomány gyakorlatilag elszáradt. Ezt követően tritikále monokultúrává alakultak a kísérletek.

*136.táblázat. A havi, negyedéves és az éves csapadékösszegek adatai, mm (Örbottyán)*

Időszak	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	*Sokéves átlag
Január	6	40	46	7	51	31	32	12	66	33
Február	13	27	49	52	39	46	0	25	47	29
Március	14	0	53	8	35	39	38	26	13	28
I. negyedév	33	67	148	67	125	116	70	63	126	90
Április	30	12	39	96	23	4	35	1	35	43
Május	46	32	42	41	82	58	39	30	130	57
Június	41	8	68	48	83	61	137	40	102	64
II. negyedév	117	52	149	185	188	123	211	71	267	164
Július	52	57	35	85	30	21	156	20	46	58
Augusztus	98	13	67	124	118	48	19	29	56	50
Szeptember	59	17	13	74	29	31	64	22	109	44
III. negyedév	209	87	115	283	177	100	239	71	211	152
Október	52	79	48	14	14	55	17	39	37	40
November	32	45	55	33	15	47	29	73	66	52
December	40	7	36	76	4	25	53	65	33	43
IV. negyedév	124	131	139	123	33	127	99	177	136	136
Éves összeg	483	337	551	658	523	466	619	382	740	542

\*A kísérleti telep 49 éves átlagai

A tritikále hosszú, átlagosan 10 hónapos fedettséget képes biztosítani. Jól hasznosítja az őszi és a téli csapadékot, gyomelnyomó képessége megfelelő és monokultúrákban termesztethető. Alkalmas arra, hogy a trágyahatásokat, illetve a trágyaszerek utóhatásait stabilabb terméshozamaival jellemezze. A 10 hónapos tenyészidő alatt 2009-ben mértük a 297 mm minimális, illetve 2010-ben a maximális 592 mm csapadékösszegeket. A telepen mért sokéves átlagos 10-havi csapadékösszeg 433 mm volt.

Az analízisek az *MTA TAKI ICPL* laboratóriumában folytak a következő módszerekkel: A pH, CaCO<sub>3</sub>, humusz, kötöttség, ammonlaktát-ecetsav oldható PK, összes-só, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N alapvizsgálatok *Baranyai és munkatársai (1987)*, illetve a *MÉM NAK (1978)* által ismertetett módon. A talajok oldható elemtartalmának vizsgálata *Lakanen és Erviö (1971)* szerint; a talaj- és szervesztrágya-minták feltárása cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> roncsolással az *MSZ 21470-50(2006)* alapján; a talaj- és szervesztrágya-minták összes N-tartalmának meghatározása cc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> roncsolás után a módosított *Kjeldahl (1891)* módszerrel az *ISO 11261 (1995)* szabvány szerint, míg az oldható NH<sub>4</sub>-N és NO<sub>3</sub>-N pedig tartalmakat KCl-os kioldással vizsgáltuk. Az oxidálható szerves-C,

illetve szervesanyag mérése a *Tyurin (1937)* által javasolt krómsavas eljárással történt, majd az ismert  $1,724 \times C_{\text{szerves}}$  = szervesanyag képlettel számoltunk. Bár 15% feletti szervesanyag esetén ajánlott az izzítási veszteségből számolni a szervesanyagtartalmat, esetünkben azonban a 10%-ot is meghaladó  $\text{CaCO}_3$  termikus bomlásából származó, valamint az egyéb illó szerves összetevők távozásával előálló tömegvesztés komoly hibaforrást jelenthetett volna. Az oldható  $\text{NH}_4\text{-N}$  és  $\text{NO}_3\text{-N}$  formákat *Thammné (1990)* módszerével vizsgáltuk.

A növényállományt 1-5 skálán rendszeresen bonitáltuk a tenyésződő folyamán, hogy a trágyahatásokat figyelemmel kísérjük. A kukorica kísérletben tőszámlálást is végeztünk a betakarítás előtt és parcellánként 20-20 tövet vágtunk ki a nettó területről a földfeletti biomassza tömegének megállapítására, valamint a laborvizsgálatok céljaira. A mustár és a tritikále esetében a növénymintavételek a parcellánkénti 8-8 fm földfeletti anyagra vonatkoztak. A mustár betakarításkori termését a 8-8 fm/parcella mintakéve anyaga szolgáltatta, míg a tritikále szemtermését kombájnoltuk. A tritikále/szalma arányát, illetve a szalmatermést a mintakéve alapján határoztuk meg.

Az egyes kísérletek parcelláit 20-20 pontmintából képzett átlagmintákkal jellemeztük. A 0-20 cm szántott rétegből 2002-ben, 2003-ban és 2008-ban vettünk mintákat a növények betakarítását követően. A mintákat 40-50 °C-on szárítottuk, majd finomra daráltuk analízisre. Az alapvizsgálatok kiterjedtek a  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ ,  $\text{pH}(\text{KCl})$ ,  $\text{CaCO}_3$ , humusz, kötöttség, összes sótartalom megállapítására. Az oldható elemtartalmakat 20-25 elemre kiterjedően vizsgáltuk az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA kioldást követően. A kísérleti és vizsgálati adatokat egytényezős véletlen blokk varianciaanalízisével értékeltük *Sváb (1981)* nyomán.

### 3. Komposztok és a csontos húsliszt összetételének vizsgálata

A 137. táblázat eredményei szerint a komposztok kereken 39-60%, míg a csontos húsliszt 95% szárazanyagot tartalmazott. A szerves anyagban is leggazdagabb csontos húslisztben a C/N arány 5 körüli, mely a gyors mikrobiológiai lebontást és N-szolgáltatást feltételez. A vizsgált trágyaszerek rendkívül gazdagok Ca és P elemekben a csont összetevőiből eredően. A N a komposztokban 2-3 %, a csontos húslisztben már 6% fölé emelkedik. Relatív a K-tartalom mérsékeltnek mondható, míg a Mg, Na, S makro elemkészlet jelentős. Ami a mikroelemeket illeti, a 8/2001. (I.26.) FVM rendelet szerint kommunális és ipari hulladékból előállított komposztokra a megengedett maximális összes elemtartalom 200 mg/kg Zn, 100 mg/kg Cr, Cu és Pb; 50 mg/kg Ni és Co, 10 mg/kg As és Se, 2 mg/kg Cd és 1 mg/kg Hg a szárazanyagban.

A vizsgált trágyaszerek kifogásolhatók. Az éretlen és félérett komposztok bűzös, rögzös állaguk miatt. Két esetben a határértéket meghaladja a Zn és egy esetben némileg a Cu koncentrációja. Mivel a művelt talajaink zöme Zn és Cu elemekkel viszonylag gyengén ellátott, elvileg és agronómiai szempontból a Zn és a Cu pótlása előnyös lehet bizonyos területeken. A komposztok 10% körüli vagy feletti Ca, valamint 2-5% körüli P készlete kedvező hatással bírhatna különösen a savanyú, P-szegény talajokon. A főbb gazdasági növényeink 20-40 kg/ha/év P-igényét (50-100 kg/ha/év  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) már az 1-2 t/ha/év komposzt sz.a. mennyisége kielégítheti, ahol a P-ellátottság fenntartása a cél. A 10-20 t/ha adag pedig a P-ral gyengén ellátott talaj P-feltöltését eredményezheti.

A 49/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerint szerves trágyával kijuttatott N nem haladhatja meg a 170 kg/ha/év mennyiséget nitrát érzékeny területeken, a vizek mező-

gazdasági eredetű NO<sub>3</sub> szennyeződésének elkerülése érdekében. A komposztok 2-3% N készletéből kiindulva ez 6-8 t/ha/év szárazanyag, illetve 10-15t/ha/év friss komposzt felhasználását jelenthetné. A csontos húsliszt esetében a 2-3 t/ha/év adag már a 6% N készletből eredően elérhetné a 170 kg/ha/év terhelést. Látható, hogy a vizsgált állati eredetű trágyaszerek tápelemszolgáltatása igen nagy, többszöröse lehet a közepes minőségű istállótrágyának.

**137.táblázat.** A vágóhídi hulladék komposztok és a csontos húsliszt átlagos összetétele szárazanyagban. Összes elemtartalom cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárásból, 2002

Összetevők, jellemzők	Mérték- egység	Érett komposzt	Éretlen komposzt	Félérett komposzt	Csontos húsliszt
Sz.a.	%	38,9	45,8	60,0	95,0
Szervesanyag	%	26,3	41,7	40,3	58,6
Szerves C	%	15,2	24,1	23,3	33,9
Zsír	%	0,5	3,4	0,3	12,8
C/N arány		7,5	7,7	7,1	5,3
NH <sub>4</sub> -N	mg/kg	169	3006	941	167
NO <sub>3</sub> -N	mg/kg	2480	1135	61	1
Ca	%	9,31	12,65	11,25	7,02
P	%	2,22	5,56	4,26	4,06
N	%	2,04	3,12	3,26	6,41
K	%	0,76	0,76	0,83	0,41
Mg	%	0,70	0,36	0,37	0,18
Na	%	0,52	0,79	0,69	0,45
S	%	0,50	0,70	0,62	0,60
Fe	%	1,42	0,28	0,29	0,07
Al	%	2,78	2,36	0,14	0,02
Zn	mg/kg	540	270	164	104
Mn	mg/kg	268	80	69	19
Sr	mg/kg	230	113	82	30
Ba	mg/kg	158	50	35	6
Cu	mg/kg	109	46	19	13
Cr	mg/kg	28	10	7	4
Pb	mg/kg	20	8	6	<1
Ni	mg/kg	14	5	3	<1
B	mg/kg	11	4	4	0,5
Co	mg/kg	3,0	0,7	0,6	0,2
Mo	mg/kg	1,7	0,3	0,4	0,2
Sn	mg/kg	1,4	0,3	1,4	1,8
Cd	mg/kg	0,6	0,1	0,1	0,0
As	mg/kg	0,5	0,3	2,0	3,1
Hg	mg/kg	<0,1	<0,1	0,5	1,1
Se	mg/kg	<0,1	<0,1	0,6	<0,1

Megállapítottuk, hogy érlelés nélkül vagy 6 hónapos érleléssel vágóhídi hulladékból szalma adalékkal földszerűen omlós, aprómorzás szerkezetű, a szabvány által előírt homogenitású, szagtalan komposztot előállítani nem lehet. Kutatási céllal azon-

ban az éretlen, illetve a félérett komposztokkal is beállítottuk a szabadföldi kísérleteket. Felvetődött a kérdés, vajon az éretlen komposzt mennyiben lehet mérgező a növényre, hány év után vesztheti el mérgező jellegét, illetve a terhelés függvényében hány éven át számíthatunk utóhatásokra? A komposztok stabilitására, érettségére utalhatnak az oldható N-frakciók. Az érett, stabil komposzt  $\text{NO}_3\text{-N}$ -ben gazdag, illetve az  $\text{NH}_4\text{-N}$  mennyisége lecsökkent. A félérett és különösen az éretlen komposztban 0,9-3,0%-ot is elérhet a mérgező  $\text{NH}_4\text{-N}$  forma. A csontos húslisztben az érett komposzthoz hasonlóan kevés az  $\text{NH}_4\text{-N}$  forma és gyakorlatilag  $\text{NO}_3\text{-mentes}$ . A N még szerves formában található a 137. táblázat adatai szerint.

**138.táblázat.** A felhasznált vágóhídi hulladék komposztok 200 t/ha, illetve a csontos húsliszt 20 t/ha maximális adagjai által okozott talajterhelés

Összetevők, jellemzők	Mérték- egység	Érett komposzt	Éretlen komposzt	Félérett komposzt	Csontos húsliszt
Sz.a.	t/ha	77,8	91,6	120,0	20,0
Szervesanyag	t/ha	20,4	38,1	48,2	11,7
Szerves C	t/ha	11,8	22,1	28,0	6,8
$\text{NH}_4\text{-N}$	kg/ha	13	275	113	3
$\text{NO}_3\text{-N}$	kg/ha	193	104	7	<1
Ca	kg/ha	7243	11587	13500	1334
P	kg/ha	1727	5093	5112	771
Al	kg/ha	2163	2162	168	3
N	kg/ha	1587	2858	3912	1218
Fe	kg/ha	1105	256	344	14
K	kg/ha	591	696	996	78
Mg	kg/ha	545	330	440	34
Na	kg/ha	405	724	823	86
S	kg/ha	389	641	750	114
Zn	kg/ha	42,0	24,7	19,7	2,0
Mn	kg/ha	20,9	7,3	8,3	0,4
Sr	kg/ha	17,9	10,4	9,8	0,6
Ba	kg/ha	12,3	4,6	4,2	0,1
Cu	kg/ha	8,48	4,21	2,28	0,25
Cr	kg/ha	2,18	0,92	0,82	0,08
Pb	kg/ha	1,56	0,73	0,67	0
Ni	kg/ha	1,09	0,46	0,38	0
B	kg/ha	0,86	0,37	0,44	0,01
Co	kg/ha	0,23	0,06	0,07	0,005
Mo	g/ha	132	27	51	4
Sn	g/ha	109	27	174	34
Cd	g/ha	47	9	15	<1
As	g/ha	39	27	238	59
Hg	g/ha	<1	<1	64	21
Se	g/ha	<1	<1	70	<1

A 200 t/ha maximális friss komposzt trágyaadagokkal, illetve a 20 t/ha csontos húsliszt adaggal létrehozott talajterhelésről a 138. táblázat nyújt információt. A bevitt szárazanyag kerekén 20-120 t/ha, a szervesanyag 12-48 t/ha, a zsír 0,6-6,8 t/ha között ingadozott. Az elemekben kifejezett maximális terhelés elérte a 13,5 t/ha Ca ( $33,7 \text{ t/ha CaCO}_3$ ), illetve a 5,1 t/ha P ( $11,7 \text{ t/ha P}_2\text{O}_5$ ) mennyiséget. De a K, Mg, Na, S terhelés is

több száz kg/ha-nak adódott a komposztok esetében. Ugyanitt a mikroelemek közül a Zn kerekén 42, Mn 21, Sr 18, Ba 12, Cu 8, Cr 2 kg/ha maximális terhelést jelzett az érett komposzt alkalmazásával, melyben adalékanyagként a mikroelemekben, nehézfémekben gazdagabb szennyvíziszap szerepelt. Meg kell említeni még, hogy a  $\text{NH}_4\text{-N}$  forma az éretlen komposztban elérte a 275 kg, a félérettben a 113 kg/ha mennyiséget. Az érett komposzttal viszont 193 kg/ha műtrágya egyenértékű  $\text{NO}_3\text{-N}$ -t szántottunk alá.

#### 4. A vizsgált növények termésének alakulása

A silókukorica termését 2002-ben a vízhiány limitálta, így az érdemi trágyahatások elmaradtak. Az érett komposzt hatására az átlagos szemtermés 2,3 t/ha, a szártermés 1,3 t/ha tett ki, az összes földfeletti hozam nem érte el a 4 t/ha mennyiséget, ami elmarad az elvárható hozamtól (Nagy 1995, 1997, 2007). Hasonlóképpen nem igazolható 2003-ban trágyahatás. A mustár magtermése 0,8 t/ha, a melléktermése 3,9 t/ha átlagos tömeget mutatott, tehát az összes légszáraz földfeletti biomassa az 5 t/ha alatt maradt. Az érett komposzt 3. éves utóhatása viszont statisztikailag is igazolható volt 2004-ben.

A tritikále földfeletti légszáraz hozama mintegy 1,5 t/ha növekedést mutatott. Tendenciájában még a 4. évben is nyomon követhető az utóhatás, tehát a 2005. évben a tritikále termésén a 139. táblázatban bemutatott eredmények szerint.

**139. táblázat.** Vágóhídi hulladék + szennyvíziszap összetételű érett komposzt hatása a növények aratáskori légszáraz termésére, t/ha (Orbottyán Kísérleti Telep)

Vizsgált jellemzők	Komposzt t/ha, friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
Kukorica 2002-ben							
Szem t/ha	2,2	2,2	2,4	2,0	2,7	1,1	2,3
Melléktermés t/ha	1,3	1,4	1,3	1,3	1,4	0,3	1,3
Együtt t/ha	3,5	3,6	3,7	3,3	4,0	1,3	3,6
Fehér mustár 2003-ban							
Mag t/ha	0,8	0,6	0,9	0,9	0,6	0,2	0,8
Melléktermés t/ha	4,2	3,5	4,1	4,3	3,4	1,0	3,9
Együtt t/ha	4,9	4,1	5,0	5,2	4,0	1,3	4,7
Tritikálé 2004-ben							
Szem t/ha	2,2	2,2	2,0	2,9	2,6	0,6	2,4
Melléktermés t/ha	3,8	3,8	3,3	4,8	4,5	1,0	4,0
Együtt t/ha	6,0	6,0	5,3	7,6	7,1	1,4	6,4
Tritikálé 2005-ben							
Szem t/ha	1,7	1,9	1,6	2,2	2,2	0,6	1,9
Melléktermés t/ha	2,8	2,9	2,6	3,6	3,5	1,1	3,1
Együtt t/ha	4,5	4,8	4,2	5,8	5,8	1,6	5,0

Megjegyzés: pH(KCl) 6,8; Humusz 1,4%,  $\text{CaCO}_3$  0,5% alatt a szántott rétegben

Az éretlen komposzt 100 t/ha és e feletti adagja mérgező hatású volt az első évben termesztett kukoricára. Csökkent az állomány átlagos magassága, töhiány a kontrollon talált 5-6%-ról 40-50%-ra ugrott, tehát a növények fele kipusztult. A káros hatást feltehetően a túlzott N-adag és az éretlen komposzt bomlásterméke okozhatta, mely



0,3%-ot tett ki a komposzt szárazanyagban 275 kg/ha NH<sub>4</sub>-N terhelést okozva. A jelen-séghez az is hozzájárulhatott, hogy a fehérjedús komposzt bomlástermékei nem hígul-hattak a talajban, sőt felhalmozódhattak. Úgy tűnik a 2. évben termesztett mustár termését a 25 t/ha adag igazolhatóan növelte. Az ennél nagyobb terhelés azonban némi depresszióhoz vezetett. Csökkent a tőszám és a magtermés a 25 t/ha kezeléshez képest (140. táblázat).

**140. táblázat.** Csontos húsliszt + szalma összetételű éretlen komposzt hatása a növé-nyek aratáskori légszáraz termésére, t/ha (Órbottyán Kísérleti Telep)

Vizsgált jellemzők	Komposzt t/ha, friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
Kukorica 2002-ben							
Szem t/ha	2,0	2,4	2,1	1,6	0,9	0,8	1,8
Melléktermés t/ha	0,8	0,8	0,8	0,7	0,4	0,2	0,7
Együtt t/ha	2,8	3,2	2,8	2,4	1,3	1,0	2,5
Fehér mustár 2003-ban							
Mag t/ha	0,8	1,3	0,6	0,5	0,6	0,4	0,7
Melléktermés t/ha	3,9	5,6	4,6	4,5	5,1	1,4	4,7
Együtt t/ha	4,7	6,8	5,2	5,0	5,7	1,7	5,4
Tritikálé 2004-ben							
Szem t/ha	1,6	2,8	3,2	4,5	5,3	1,8	3,5
Melléktermés t/ha	2,8	4,5	5,0	6,7	8,0	2,8	5,4
Együtt t/ha	4,4	7,3	8,2	11,2	13,4	4,6	8,9
Tritikálé 2005-ben							
Szem t/ha	1,8	1,9	2,2	3,1	3,2	1,2	2,4
Melléktermés t/ha	2,6	2,7	3,1	4,9	5,3	1,8	3,7
Együtt t/ha	4,4	4,6	5,2	8,0	8,5	3,0	6,1
Tritikálé 2006-ban							
Szem t/ha	0,8	0,8	1,1	1,1	1,5	0,4	1,1
Melléktermés t/ha	1,5	1,8	2,1	2,2	3,1	1,2	2,1
Együtt t/ha	2,3	2,6	3,2	3,4	4,6	1,5	3,2
Tritikálé 2007-ben							
Szem t/ha	1,0	1,2	1,6	1,6	1,8	0,3	1,4
Melléktermés t/ha	1,8	2,2	2,7	2,8	3,1	0,6	2,5
Együtt t/ha	2,8	3,3	4,3	4,5	4,8	0,9	4,0
Tritikálé 2008-ban							
Szem t/ha	1,0	1,2	1,3	1,8	2,2	0,7	1,5
Melléktermés t/ha	1,9	2,3	2,6	3,5	4,1	1,6	2,9
Együtt t/ha	3,0	3,5	4,0	5,3	6,3	2,3	4,4
Tritikálé 2009-ben							
Szem t/ha	0,65	0,74	0,82	1,05	1,10	0,68	0,87
Melléktermés t/ha	0,94	1,02	1,14	1,52	1,60	0,99	1,24
Együtt t/ha	1,59	1,75	1,96	2,57	2,70	1,65	2,11
Tritikálé 2010-ben							
Szem t/ha	0,6	0,7	1,1	1,1	1,2	0,5	1,0
Melléktermés t/ha	0,9	1,2	1,6	1,5	1,7	0,7	1,4
Együtt t/ha	1,5	1,9	2,7	2,6	2,9	1,1	2,3

Megjegyzés: pH(KCl) 7,1; Humusz 1,2%, CaCO<sub>3</sub> 6,4% a szántott rétegben

A tritikále 2004-ben látványosan növelte hozamait, a kontrollhoz viszonyítva megháromszorozta a földfeletti biomasszáját. Depresszió már nem figyelhető meg a maximális 200 t/ha terhelésnél sem a 3. évben. A 4. éves utóhatás 2005-ben, az 5. éves utóhatás 2006, sőt a 6. és 7. éves utóhatások is 2007-ben és 2008-ban igazolhatók. Bár folyamatosan csökkennek. Igen alacsony termések mellett még a 8. és 9. évi utóhatások is megjelennek. Az éretlen komposzt tehát mérgező lehet a növény termésére, de a kisebb 25 t/ha adag már a 2. évben, az extrém nagyobb adagok pedig a 3. évben elvesztik mérgező hatásukat ezen a jól szellőzőtt homoktalajon és 6-8 éves utóhatásokat mutathatnak (140. táblázat)

**141. táblázat.** Csontos húsliszt + szalma összetételű félérett komposzt hatása a növények aratáskori légszáraz termésére, t/ha (Órbottyán Kísérleti Telep)

Vizsgált jellemzők	Komposzt t/ha, friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
Fehér mustár 2003-ban							
Mag t/ha	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2
Melléktermés t/ha	1,4	2,9	2,9	2,1	0,6	1,3	2,0
Együtt t/ha	1,5	3,0	3,1	2,4	0,8	1,4	2,2
Tritikálé 2004-ben							
Szem t/ha	2,4	3,8	4,3	4,4	5,4	1,7	4,1
Melléktermés t/ha	3,9	5,9	6,3	6,5	8,2	2,1	6,2
Együtt t/ha	6,3	9,7	10,6	10,9	13,6	3,8	10,3
Tritikálé 2005-ben							
Szem t/ha	2,3	2,2	3,0	3,2	3,2	0,9	2,8
Melléktermés t/ha	3,3	3,2	4,3	5,2	5,6	1,3	4,3
Együtt t/ha	5,6	5,4	7,3	8,4	8,8	2,2	7,1
Tritikálé 2006-ban							
Szem t/ha	1,2	1,2	1,4	1,5	1,6	0,4	1,4
Melléktermés t/ha	2,3	2,4	2,9	3,0	3,4	1,1	2,8
Együtt t/ha	3,5	3,6	4,3	4,5	5,0	1,4	4,2
Tritikálé 2007-ben							
Szem t/ha	1,4	1,4	1,6	1,6	2,0	0,3	1,6
Melléktermés t/ha	2,3	2,5	2,7	2,8	3,4	0,5	2,7
Együtt t/ha	3,6	3,9	4,3	4,4	5,3	0,8	4,3
Tritikálé 2008-ban							
Szem t/ha	1,2	1,5	1,4	1,6	1,8	0,4	1,5
Melléktermés t/ha	2,3	3,0	2,7	2,9	3,7	0,7	2,9
Együtt t/ha	3,6	4,4	4,1	4,4	5,4	1,0	4,4
Tritikálé 2009-ben							
Szem t/ha	0,9	1,0	1,0	1,1	1,1	0,2	1,0
Melléktermés t/ha	1,2	1,2	1,4	1,4	1,4	0,2	1,3
Együtt t/ha	2,1	2,1	2,4	2,5	2,6	0,4	2,3
Tritikálé 2010-ben							
Szem t/ha	1,0	1,0	1,0	1,1	1,3	0,3	1,1
Melléktermés t/ha	1,3	1,4	1,3	1,3	1,7	0,4	1,4
Együtt t/ha	2,3	2,4	2,3	2,4	3,0	0,7	2,5

Megjegyzés: pH(KCl) 7,3; Humusz 1,5%, CaCO<sub>3</sub> 3% a szántott rétegben

A félérett komposzt termést csökkentő hatása hasonló 2003-ban az éretlen komposztéhoz az első évben, legalábbis ami a 100 vagy 200 t/ha adagokat illeti. A 25 és 50 t/ha terhelés ellenben a terméseket megkétszerezte. Ehhez hozzájárult az a körülmény, hogy a félérett komposztot az előző év őszen juttattuk ki 2002 novemberében, a mustárt pedig 2003 áprilisában vetettük el. A 2002-ben termelt kukorica esetében az érett és az éretlen komposzt kijuttatása néhány nappal a vetés előtt történt azonban. A 142. táblázatban közölt adatok szerint a 2004-ben betakarított tritikálé termését a 200 t/ha adag is növelte, illetve depresszió nem jelentkezett. A félérett komposzt őszi szántással talajba forgatva már a 2. növénynél elveszítheti káros hatását ezen a talajon. Az utóhatások pedig 6-7 évig nyomon követhetők. A félérett komposzt tehát szintén lassú hatású trágyaszer.

A csontos húsliszt közel megkétszerezte a mustár termését 2003-ban. Depressziót a 20 t/ha terhelés sem okozott. Utóhatása igazolható még a 2. és 3. évben a tritikálé termésén. A csontos húsliszt tehát viszonylag gyorsan ható szervesztrágyának minősíthető. Megemlíthető, hogy tendenciájában még a 4. évben is némi utóhatással rendelkezett a 142. táblázat eredményei alapján.

**142. táblázat.** Csontos húsliszt hatása a mustár és a tritikálé aratáskori légszáraz termésére, t/ha (Örbottyán Kísérleti Telep)

Vizsgált jellemzők	Komposzt t/ha, friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
Fehér mustár 2003-ban							
Mag t/ha	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
Melléktermés t/ha	1,5	1,8	2,7	2,7	2,6	1,1	2,3
Együtt t/ha	1,5	1,9	2,8	2,9	2,8	1,1	2,4
Tritikálé 2004-ben							
Szem t/ha	2,7	2,8	4,7	4,5	4,2	1,3	3,8
Melléktermés t/ha	4,6	5,0	6,9	6,9	7,0	1,7	6,1
Együtt t/ha	7,3	7,8	11,6	11,4	11,2	3,0	9,9
Tritikálé 2005-ben							
Szem t/ha	2,0	2,0	1,9	3,0	3,9	1,3	2,6
Melléktermés t/ha	3,0	3,2	2,7	4,4	6,7	2,5	4,0
Együtt t/ha	4,9	5,2	4,6	7,4	10,6	3,8	6,6
Tritikálé 2006-ban							
Szem t/ha	1,0	0,9	1,0	1,1	1,2	0,4	1,1
Melléktermés t/ha	1,6	1,6	1,9	1,8	2,3	0,6	1,8
Együtt t/ha	2,6	2,5	3,0	2,9	3,5	1,0	2,9
Tritikálé 2007-ben							
Szem t/ha	1,2	1,2	1,2	1,3	1,4	0,4	1,2
Melléktermés t/ha	1,9	1,9	1,9	2,0	2,2	0,6	2,0
Együtt t/ha	3,1	3,1	3,1	3,3	3,6	1,0	3,3
Tritikálé 2008-ban							
Szem t/ha	1,2	1,2	1,1	1,4	1,2	0,4	1,2
Melléktermés t/ha	2,3	2,2	2,0	2,5	2,4	0,6	2,3
Együtt t/ha	3,5	3,4	3,0	3,8	3,6	1,0	3,5

Megjegyzés: pH(KCl) 7,0; Humusz 1,2%, CaCO<sub>3</sub> 1,8% a szántott rétegben

Amennyiben a tritikále terméseit a csapadékviszonyok függvényében vizsgáljuk megállapítható, hogy nincs egyenes összefüggés a lehullott csapadékösszegek és például a kontrollon mért termésszintek között. A termések kicsik egyaránt 2009-ben, amikor a minimális 297 mm-t kapott az állomány a vegetációja alatt, és 2010-ben amikor bőséges 592 mm-t mértünk. Legnagyobb termésekre az átlagos csapadékhozamú években számíthatunk. Száraz években limitáló tényező a vízhiány, míg nedves években védekezés nélkül a szártőbetegségek okozhatnak termés kiesést.

### *Összefoglalás*

A vágóhídi hulladékok vizsgálataink szerint viszonylag koncentrált szerves trágyának minősülhetnek, amennyiben a N, P, Ca, Zn, Cu készletük többszöröse lehet az istállótrágyáénak. A kísérlet első két évében, 2002-ben és 2003-ban szárazság uralkodott, a trágyahatások elmaradtak a kukoricában és a mustárban az érett komposzt alkalmazásakor. Az éretlen komposzt nagyobb adagjai már fejlődésben gátlást, a kukorica 20-50%-os pusztulását, a földfeletti zöld tömeg 30-60%-ának elvesztését okozta.

A kedvező csapadék ellátottságú 2004. évben az érett és éretlen komposzt 200 t/ha adagjának 3. éves utóhatása sorrendben 1,6 és 9 t/ha összes földfeletti terméstöbbletet adott. A félérett komposzt és a csontos húsliszt 2. éves utóhatásaként a tritikále biomasszája 1,5-2,0-szeresére nőtt. A további években az utóhatások mérséklődtek. Az érett komposzt és a csontos húsliszt hatása ezen a talajon 3 éven át, a félérett komposzt hatása 5-6 éven át, míg az éretlen komposzt utóhatása 7-8 éven át nyomon követhető volt. A vizsgált vágóhídi trágyaszerek koncentrált, lassan ható szerves trágyáknak minősülnek.

A maximális 200 t/ha komposzt, illetve a 20 t/ha csontos húsliszt kereken 20-120 t/ha szárazanyag, 12-48 t/ha szervesanyag, 0,6-6,8 t/ha zsír bevitelét jelentette. Az ásványi elemek maximuma elérte a 13,5 t/ha Ca (33,7 t/ha  $\text{CaCO}_3$ ), illetve a 11,6 t/ha P (26,6 t/ha  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) mennyiséget. A K, Mg, Na, S bevitel is több száz kg/ha-nak adódott a komposztok esetén. A Zn kereken 42, Mn 21, Sr 18, Ba 12, Cu 8, Cr 2 kg/ha maximális terhelést jelzett. Az éretlen komposztban a mérgező  $\text{NH}_4\text{-N}$  forma 275 kg/ha, a félérettben 113 kg/ha mennyiséget ért el. Az érett komposzttal ugyanakkor maximálisan 193 kg/ha műtrágya-egyenértékű  $\text{NO}_3\text{-N}$ -t szántottunk alá. Összefoglalva arra a következtetésre juthatunk, hogy javasolható a sterilizált vágóhídi érett komposztok minél kiterjedtebb felhasználása termőföldön. Összetételük és hatékonyságuk alapján kifejezetten növelhetik főként a savanyú homoktalajok termékenységét.

### 5. A növények elemtartalmának alakulása

A száraz 2002 évben a tápelemek feldúsultak a kukoricában, érvényesült a „töményedési” effektus. A címerhányáskori hajtásban átlagos években a nitrogén 2–2,5%, a kálium 1–1,5%, a magnézium 0,3–0,4% és a kén 0,2–0,3% között ingadozik. A mikroelemek közül a Zn 20, a Mo 0,1–0,2 mg/kg mennyiséget tehet ki vizsgálataink szerint karbonátos talajokon (Kádár, 1987; Kádár & Radics, 2008). Ebben a kísérletben a trágyázatlan talajon fejlődött hajtásban is drasztikusan emelkedett elemtartalmakat mértünk, melyek a növekvő komposztterheléssel még látványosan nőttek. Ez alól kivételt csak a Mg-tartalom jelentett, mely a terheléssel jelentősen visszaesett (143. táblázat).

Az érett komposzt 200 t/ha maximális adagja 1587 kg N, 591 kg K, 545 kg Mg, 389 kg S, 42 kg Zn, 132 g Mo és 47 g Cd-bevitelt jelentett hektárra számítva. A hajtás Mg-felvételének gátlásában minden bizonnyal az ismert K-Mg antagonizmus játszhatott szerepet, amennyiben a kontrolltalajon mért 2,05% K-tartalom 4,39%-ra ugrott a 200 t/ha kezelésben. A N-bőségre a hajtás 3% feletti összes N-készletétől utal a jelentős NO<sub>3</sub>-N tartalom is a növényi szövetekben. A NO<sub>3</sub>-N közismerten tartaléktápelemet, a fotoszintézis során még fel nem használt N-tőkét jelent, melyet a növény a fehérjeszintézisben hasznosíthat. Az érett komposzt tehát viszonylag gyors hatású trágyaszernek bizonyult, mely már az 1. évben növelte a növény elemtartalmát, főként a N-, K-, S- és Zn-kínálatát a 143.táblázat adatai szerint.

**143. táblázat.** Érett vágóhídi komposzt és a termesztett növények elemtartalma

143. táblázat. Erett vagy földi komposzt és a területi növények elemi tállmá								
Elem jele, mértékegység		Friss komposzt, t/ha					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	25	50	100	200		
<i>Kukorica hajtása, 2002. 07. 01-én</i>								
N	%	3,36	3,52	3,69	3,63	3,92	0,26	3,62
K	%	2,05	2,73	2,98	3,83	4,39	0,35	3,19
Mg	%	0,64	0,59	0,51	0,46	0,38	0,07	0,51
S	%	0,29	0,34	0,36	0,37	0,35	0,04	0,34
NO <sub>3</sub> -N	%	0,19	0,20	0,21	0,28	0,34	0,08	0,24
Zn	mg/kg	50	60	74	93	84	18	72
Mo	mg/kg	0,37	0,39	0,41	0,51	0,67	0,12	0,47
Cd	mg/kg	0,16	0,15	0,17	0,21	0,22	0,05	0,18
<i>Kukoricaszár, 2002. 09. 16-án</i>								
K	%	1,22	1,31	2,03	2,12	2,41	0,67	1,82
Mg	%	0,55	0,51	0,48	0,41	0,40	0,11	0,47
NO <sub>3</sub> -N	%	0,08	0,07	0,11	0,11	0,12	0,03	0,10
Mn	mg/kg	87	72	67	52	49	18	65
Zn	mg/kg	45	56	75	63	68	17	61
Ba	mg/kg	17	11	12	11	10	5	12
<i>Mustár szár + becő, 2003. 07. 08-án</i>								
S	%	0,37	0,45	0,55	0,55	0,62	0,12	0,51
Na	mg/kg	79	94	124	160	247	98	141
<i>Tritikále szalma, 2004. 07. 19-én</i>								
Na	mg/kg	19,9	12,5	11,5	9,5	9,7	8,5	12,6
Mo	mg/kg	0,66	0,84	0,88	0,99	1,48	0,60	0,97
<i>Tritikále szem, 2004. 07. 19-én</i>								
Na	mg/kg	35,7	14,6	15,3	11,2	16,2	20,1	18,6
Mo	mg/kg	0,51	0,66	0,68	0,67	0,94	0,31	0,69

*Megjegyzés:* A szántott rétegében: pH(KCl) 6,8; humusz 1,4%; CaCO<sub>3</sub> 0,5% alatt

A komposzttal a talajba vitt Mo és Cd-mennyiség elenyésző a talaj, a szántott réteg tömegéhez viszonyítva. Ebben az esetben inkább a Mo- és a Cd-felvehetőség javult a növény számára. Feltehetően az ásványosodó érett komposzt Mo- és Cd-készlete

közvetlenül hasznosulhatott a gyökérfelvétel révén, amennyiben a kolloidszegény homoktalaj visszatartó, megkötő képessége nem volt jelentős. Ismert, hogy e két elem (pl. a rézzel ellentétben) a szerves anyaghoz is gyengén kötődik. Ezért alakul ki Mo-túlsúly és Cu-hiány a művelésbe vett tözegtalajokon.

Ismert, hogy a megnövelt Mo-ellátás a  $\text{NO}_3$ -redukciót elősegítve a fehérjeszintézist, a N-hasznosulást javítja. A N és a Mo tehát szinergista elemek a növényi felvétel és anyagszere terén. Ősszel, betakarításkor a N- és a Mo-akkumuláció már statisztikailag nem volt igazolható a kukoricaszárban. A  $\text{NO}_3$ -N forma is lecsökkent és csak enyhén emelkedett a terheléssel. Továbbra is igazolható volt viszont a Zn-koncentráció emelkedése, valamint a Mn és a Ba csökkenése. A szemtermés elemtartalmában módosulásokat a komposztkezelés nem okozott (143. táblázat).

A kísérlet 2. évében termett mustár szárában a S- és a Na-tartalom nőtt bizonyíthatóan. Hasonlóképpen a 3. évben (2004-ben) a tritikále szalmában is változott a Na-koncentráció, de ellenkező előjellel: a terheléssel mintegy a felére mérséklődött, míg a Mo-tartalom ugyanitt megkétszereződött. A szemtermésben a Na- és a Mo-koncentráció hasonló mértékű és irányú változást mutattak. A 200 t/ha adaggal bevitt Na 405 kg/ha mennyiséget tett ki, tehát nem volt elhanyagolható. Az első kísérleti évben a Na-akkumuláció elmaradt a már említett antagonista kálium igen erős felvétele miatt. A 2. és 3. évben termett mustár és tritikále növényben a K-hatások viszont már nem jelentkeztek (143. táblázat).

Meg kell említeni, hogy bár a kísérletek egymás mellett helyezkedtek el, az egyes kísérletek talaja némileg eltért egymástól a pH, humusz és a  $\text{CaCO}_3$  tekintetében a szántott rétegben. Az érett komposzttal beállított kísérlet talaja kevésbé karbonátos (erodált), humuszban gazdagabb volt. Itt az átlagos pH(KCl) 6,8; a humusz 1,4%; a  $\text{CaCO}_3$  0,5% körüli értékeket mutatott a szántott rétegben. Az éretlen komposzttal folyó kísérlet talajának átlagos jellemzői az alábbiak voltak: pH(KCl) 7,1; humusz 1,2%;  $\text{CaO}_3$  6,4% a szántott rétegben. Az éretlen komposzt hatása a növények elemösszetételére a 144. táblázatban tanulmányozható.

Az éretlen komposzttal végzett kísérletben a talajba vitt Ca- kerekén 11,5 t, a N- 2858 kg, a K- 696 kg, a Mg- 330 kg, a Na- 724 kg és a S-mennyiség 641 kg volt hektáronként. Ez a magnézium kivételével jelentősen meghaladta az előbb tárgyalt kísérlet terheléseit. A cink viszont mindössze 25 kg, a réz 4 kg, a molibdén 27 g, a kadmium 9 g volt a komposztban 200 t/ha terhelésnél. A címerhányáskori kukorica hajtásában hasonló módon nőtt a N-, K-, S- és  $\text{NO}_3$ -N-, illetve csökkent a Mg-koncentráció, mint az érett komposzt kísérletben. Az aratáskori szár- és szemtermésben nem lehetett változásokat igazolni (144. táblázat). Meg kell említeni, hogy az éretlen komposzt az első évben a címerhányáskori hajtás tömegét 1/3-ára, a betakarításkori szem- és szalmatermést a felére mérsékelte, tehát mérgező hatást gyakorolt. A második évben a depresszív hatás megszűnt, majd a 3–8. években a termést igazolhatóan növelte.

A kísérlet 2. évében a mustár szárában megemelkedett a S- és Na-tartalom. Ezen túlmenően azonban bizonyíthatóan nőtt a N és Zn beépülése, míg a Mo-tartalom alig 1/3-ára zuhant a trágyázatlan kontrollhoz képest. Mindezt talán az extrém nagy P-bevitel magyarázhatja. A 200 t/ha éretlen komposzt 5,1 t/ha foszfort, azaz 11602 kg  $\text{P}_2\text{O}_5$  mennyiséget tartalmazott, mely 150–200 évre elegendő lehet az itt termő termés-szintek P-igényének kielégítésére. A foszfát-molibdenát antagonizmus gátolhatta a Mo-felvételt. A P-Zn ismert antagonizmus ellen viszont úgy tűnik a szerves anyag védelmet nyújtott (144. táblázat).

Az olajnövények közismerten S-igényesek. A mustár magtermésében a S% nőtt a terheléssel. A Na-koncentráció egy nagyságrenddel ugrott meg az extrém terheléssel, hasonlóan a mellékterméshez. Itt megnyilvánulhatott a nitrogén erős Na-kationt mobilizáló hatása. A kicsi magtermésben az elemek betöményedtek, a N% már nem emelkedett tovább a terheléssel, hiszen a trágyázatlan talajon is 4,94%-ot ért el. A Mo-tartalom hasonlóan visszaesett mint a melléktermésben és feltehetően hasonló okból mérséklődött a mag Cd koncentrációja is. Megemlítjük, hogy a Nagyhörccsöki karbonátos csernozjom talajon a mustárszár átlagosan 1,0–1,1% N-t, 0,3–0,4% K-ot, 0,10–0,17% P-t, 0,11–0,14% Mg-ot, 0,02–0,22% Na-ot, 15–16 mg/kg Mn-t, 9–13 mg/kg Zn-et és 3–4 mg/kg Cu-t tartalmazott (Kádár, 2002).

**144. táblázat.** Éretlen vágóhídi komposzt és a termesztett növények elemtartalma

Elem jele és mértékegység		Friss komposzt, t/ha					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	25	50	100	200		
Kukorica hajtása, 2002. 07. 01-én								
N	%	3,41	3,66	3,73	3,89	3,90	0,31	3,71
K	%	1,94	2,33	2,46	2,55	2,68	0,39	2,39
Mg	%	0,49	0,47	0,42	0,38	0,33	0,08	0,42
S	%	0,26	0,31	0,31	0,31	0,33	0,04	0,30
NO <sub>3</sub> -N	%	0,18	0,19	0,20	0,28	0,32	0,12	0,12
Mustár szár + becő, 2003. 07. 08-án								
N	%	1,88	2,16	2,97	3,42	3,08	0,63	2,70
S	%	0,26	0,36	0,53	0,59	0,66	0,12	0,48
Na	%	0,01	0,02	0,06	0,08	0,13	0,06	0,06
Zn	mg/kg	34	35	54	58	55	17	47
Mo	mg/kg	1,56	1,01	0,76	0,55	0,41	0,43	0,86
Mustár mag, 2003. 07. 08-án								
S	%	1,10	1,30	1,33	1,35	1,43	0,17	1,30
Na	mg/kg	16	22	64	153	171	95	85
Mo	mg/kg	0,91	0,62	0,46	0,34	0,26	0,29	0,52
Cd	mg/kg	0,19	0,14	0,13	0,14	0,12	0,04	0,14
Tritikále szalma, 2004. 07. 19-én								
Mg	%	0,23	0,22	0,22	0,18	0,17	0,04	0,20
Sr	mg/kg	14,2	11,7	11,9	9,3	7,7	5,2	11,0
Cu	mg/kg	2,9	3,8	3,4	3,9	4,1	0,8	3,6
Tritikále szem, 2004. 07. 19-én								
Ca	mg/kg	263	218	222	212	177	66	219
Na	mg/kg	12	10	10	6	6	5	9

*Megjegyzés:* A szántott rétegben: pH(KCl) 7,1; humusz 1,2%; CaCO<sub>3</sub> 6,4%

A kalászos tritikále szalmájában visszaesett a Mg- és a Sr-, illetve emelkedett a Cu-mennyiség a 3. éves utóhatások eredményeképpen. A szemtermésben a növekvő terméssel hígult a Ca- és a Na-koncentráció (144. táblázat). Vizsgálataink szerint ezen a termőhelyen, aszályos évben átlagosan 2,2 t/ha szár és 1,0 t/ha szemtermés mellett a

tritikále légszáraz szalmája aratáskor N-ből 1,2%-ot, K-ből 0,6%-ot, Ca-ból 0,4%-ot, Mg, P és S elemekből pedig 0,1%-ot tartalmazott, míg a szemben ezek az elemek sorrendben 1,7%, 0,33%, 0,03%, 0,14%, 0,45% és 0,16% koncentrációban fordultak elő (Kádár, 2008). Karbonátos csernozjom talajon beállított műtrágyázási kísérletben többnyire hasonló adatokat találtunk, kivéve a N-tartalmat, ami a szárban felekétharmada, a szemben pedig másfél-kétszerese volt (Kádár, 2004; Kádár & Kastori, 2006).

A félérett komposzt jelentette a legnagyobb terhelést a talajra mind a szárazanyag- és szervesanyag-tartalom, mind a legtöbb ásványi elem tekintetében. A 200 t/ha maximális adaggal 120 t szárazanyag; 5,1 t P (11706 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), 3912 kg N, 996 kg K, 440 kg Mg, 823 kg Na, 750 kg S, valamint 20 kg Zn és 51 g Mo-bevitel történt. A félérett komposzt az éretlen komposzthoz hasonlóan az első évben felére csökkentette a mustár termését, a 2–8. években azonban statisztikailag igazolható terméstöbbleteket eredményezett. E kísérlet talajának átlagos mutatói: pH(KCl) 7,3; humusz 1,5%; CaCO<sub>3</sub> 3% a szántott rétegben. A 2003-ban termett mustár és a 2004-ben termett tritikále aratáskori fő- és melléktermésének elemösszetételében igazolható módosulásokat a 145. táblázat foglalja össze.

**145. táblázat.** Félérett vágóhídi komposzt hatása a mustár és tritikále elemtartalmára

Elem jele és mértékegység		Friss komposzt, t/ha					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	25	50	100	200		
Mustár szár + becő, 2003. 07. 08-án								
S	%	0,31	0,55	0,56	0,60	0,63	0,08	0,53
Mg	%	0,25	0,25	0,25	0,25	0,21	0,03	0,24
Na	mg/kg	236	717	810	975	650	360	678
Mo	mg/kg	0,82	0,58	0,46	0,32	0,30	0,25	0,50
Mustár mag, 2003. 07. 08-án								
K	%	1,72	2,44	2,22	2,73	2,61	0,86	2,34
S	%	1,08	1,39	1,33	1,47	1,53	0,15	1,36
Mg	%	0,30	0,29	0,28	0,27	0,24	0,03	0,28
Mo	mg/kg	0,68	0,47	0,34	0,24	0,18	0,27	0,38
Tritikále szalma, 2004. 07. 19-én								
K	%	0,54	0,68	0,64	0,75	0,78	0,28	0,68
N	%	0,53	0,54	0,67	0,66	0,86	0,21	0,65
Mg	%	0,21	0,17	0,19	0,17	0,14	0,04	0,17
S	%	0,08	0,08	0,09	0,09	0,11	0,02	0,09
Tritikále szem, 2004. 07. 19-én								
N	%	1,37	1,44	1,43	1,54	2,15	0,67	1,58
K	%	0,47	0,50	0,50	0,51	0,55	0,07	0,51
S	%	0,10	0,11	0,11	0,11	0,12	0,01	0,11
Zn	mg/kg	37	40	40	42	42	4	40
Fe	mg/kg	17	19	20	23	30	5	22

*Megjegyzés:* A talaj szántott rétegében: pH(KCl) 7,3; humusz 1,5%; CaCO<sub>3</sub> 3%

Amint a táblázatban látható, a mustár szárában és magtermésében egyaránt nőtt a S, illetve ezzel párhuzamosan csökkent a Mg és Mo-mennyiség. Ezen túlmenően a melléktermésben a terheléssel emelkedett a Na-, a magban pedig a K-koncentráció. A



tritikále szalmájában szintén tükröződött a kén és magnézium ellentétes irányú változása, valamint mérsékelten dúsult a nitrogén és a kálium a növényben. A K-akkumuláció valójában statisztikailag nem igazolható, inkább a növekedésre utaló trend meggyőző. A szemtermés gazdagodott N, K, S, Zn és Fe elemekben a félérett komposztal végzett terhelés nyomán. A változások azonban a megbízhatóság határán vannak, nem látványosak (145. táblázat).

146. táblázat. Húsliszt hatása a termesztett növények elemtartalmára

Elem jele és mértékegység		Légszáraz húsliszt, t/ha					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	2,5	5	10	20		
Mustár szár + becő 2003. 07. 08-án								
N	%	2,93	3,29	3,56	3,78	4,18	0,60	3,55
S	%	0,32	0,40	0,50	0,51	0,50	0,11	0,45
P	%	0,29	0,33	0,32	0,26	0,18	0,07	0,28
Fe	mg/kg	982	672	851	536	339	541	676
Na	mg/kg	260	564	576	844	770	306	603
Ni	mg/kg	1,18	0,90	1,05	0,85	0,62	0,59	0,92
Cr	mg/kg	1,14	0,80	1,03	0,60	0,36	0,63	0,79
Pb	mg/kg	1,01	0,66	0,77	0,50	0,39	0,50	0,67
Mo	mg/kg	0,95	0,60	0,51	0,33	0,26	0,18	0,53
Mustár mag, 2003. 07. 08-án								
S	%	0,93	0,85	1,15	1,32	1,39	0,19	1,13
Na	mg/kg	62	112	113	115	126	43	106
Mo	mg/kg	0,78	0,70	0,51	0,28	0,29	0,24	0,51
Tritikále szalma, 2004. 07. 19-én								
N	%	0,54	0,62	0,64	0,66	0,76	0,31	0,64
K	%	0,36	0,44	0,48	0,46	0,85	0,31	0,52
Tritikále szem, 2004. 07. 19-én								
N	%	1,12	1,16	1,29	1,39	2,08	0,59	1,41
S	%	0,10	0,10	0,11	0,11	0,15	0,04	0,11

Megjegyzés: A talaj szántott rétegében: pH(KCl) 7,0; humusz 1,2%; CaCO<sub>3</sub> 1,8%

A félérett komposzthoz hasonlóan a húslisztet is 2002 őszén adtuk ki, így csak az első évi hatások és a 2. évi utóhatások követhetők nyomon a növényi részek elemtartalmának módosulásában. Amint a 146. táblázatban megfigyelhető, az első évben a mustár melléktermésében kimutathatóan dúsult a N, S és Na, illetve visszaesett a P, Fe, Ni, Cr, Pb és Mo mennyiség. Úgy tűnik a csontok CaCO<sub>3</sub> összetevője kevésbé tárt fel a húslisztben és a P felvehetőségét a nehézfémekkel együtt gátolta ez a körülmény. A 20 t/ha húsliszttel 1218 kg N, 771 kg P és 1334 kg Ca került a talajba. Egyéb elemekben a csontos húsliszt szegény volt. A K 78, a Na 86, a Mg 34, a S 114, a Fe-mennyiség 14 kg-ot tett ki hektáronként. A Ni, Cr, Pb és Mo elemek a néhány g mennyiséget is alig érték el, vagy nem voltak mérhetőek.

A húslisztkezelések nem okoztak depressziót, a termés tömegét 3 éven át (2003–2006) növelték. A húsliszt viszonylag gyors hatású trágyaszernek minősült és főként N-, illetve S-tartalmával hatott. A mustár magtermésében a S- és a Na-felvétel javult, míg a Mo-koncentráció erősen lecsökkent a terheléssel, a 10–20 t/ha adaggal. A tritikále szalmájában a nitrogén és a kálium, míg szemtermésében a nitrogén és a kén dúsult. A

húsliszt kereken 13% körüli, igen nagy zsírtartalommal rendelkezett, tehát maximálisan ez 2,6 t/ha zsírterhelést jelentett. Mindez a gyors mineralizációját nem akadályozta ezen a talajon.

A húslisztben  $\text{NO}_3\text{-N}$  forma alig volt kimutatható,  $\text{NH}_4\text{-N}$  is csupán 3 kg körüli mennyiséget jelenthetett a 20 t/ha bevitelkor. A nitrogén alapvetően tehát a fehérjékhez volt kapcsolható. A gyors mineralizációval felszabaduló nitrogén nagyobb része feltehetően  $\text{NO}_3\text{-N}$  formában kimosódhatott azonban a mélyebb talajrétegekbe. Sajnos mélyfúrásokkal nem követtük nyomon a kilúgzást. A növények termésébe épült N-mennyiség az első 3 év alatt becsléseink szerint mintegy 250 kg/ha-ra tehető. Ebből arra következtethetünk, hogy a bevitt N-mennyiséget figyelembe véve az összes N-vesztesség az 1000 kg/ha értéket elérhette vagy meghaladhatta. Nem tudni mennyiben játszhatott szerepet a légköri  $\text{NH}_3$ -elillanás az ásványosodás folyamatában. Vajon talajvizsgálatokkal mennyiben mutatható ki a talaj tartós humuszanyagaiba épült N?

**147. táblázat.** Érett vágóhídi komposzt és a növények átlagos elemtartalma

Elem jele és mértékegység		Kukorica 2002.			Mustár 2003.		Tritikále 2004.	
		Hajtás	Szár	Szem	Szár	Szem	Szalma	Szem
N	%	3,62	1,83	2,51	1,73	4,94	0,68	1,40
K	%	3,19	1,82	0,55	1,85	1,08	0,55	0,49
Ca	%	0,90	0,92	0,01	2,14	0,83	0,26	0,02
Mg	%	0,51	0,47	0,16	0,27	0,30	0,26	0,14
P	%	0,41	0,27	0,43	0,20	0,83	0,33	0,42
S	%	0,34	0,31	0,21	0,51	1,44	0,11	0,10
Fe	mg/kg	430	1491	43	87	87	158	18
Al	mg/kg	186	1503	4	43	10	164	8
Mn	mg/kg	104	65	13	30	24	36	24
Zn	mg/kg	72	61	41	41	77	23	42
Na	mg/kg	34	59	5	141	24	13	19
Sr	mg/kg	37	45	0,4	68	22	14	1
B	mg/kg	14	11	1,8	19	10	6	0,3
Cu	mg/kg	10	11	2,4	3,3	5	3	5
Ba	mg/kg	7	12	0,3	8,5	3	10	0,6
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg/kg	2,44	0,99	0,30	-	-	0,27	-
Ni	mg/kg	0,86	1,36	<0,17	<0,17	<0,17	0,89	<0,17
Cr	mg/kg	0,60	2,60	<0,14	<0,14	<0,14	0,68	<0,14
Mo	mg/kg	0,47	0,37	0,18	0,79	0,48	0,97	0,69
Co	mg/kg	0,21	0,44	<0,08	0,09	0,04	<0,08	<0,08
Cd	mg/kg	0,18	0,21	<0,05	0,42	0,12	<0,05	<0,05

*Megjegyzés:* As 0,33; Hg 0,24; Se 0,46; Pb 0,53 mg/kg kimutatási határ alatt

A 147. táblázatban a vizsgált növények átlagos összetételét mutatjuk be az érett komposztal végzett kísérlet példáján, 25 elemre kiterjedően. Az egyes elemek mért maximum és minimum értékei között, a növények vegetatív és generatív részeit figyelembe véve, akár több nagyságrendbeli különbségek is előadódhattak. A legnagyobb koncentrációkat a K, Mg, Mn és  $\text{NO}_3\text{-N}$  esetében a kukorica hajtásában; a Fe, Al, Cu, Ba, Ni, Cr és Co esetén a kukorica szárában találtuk. A mustár melléktermése Ca, Na, Sr

és Cd elemekben volt a leggazdagabb 2003-ban. A mustár magja akkumulálta a legtöbb N, P, S és Zn elemet, mint olajnövény. A kukorica és a tritikále szemtermése egyetlen vizsgált elembe sem volt különösen kiugró. Az As-, Hg-, Se- és Pb-koncentráció minden növényi részben a kimutatási határ alatt maradt.

### *Összefoglalás*

- Az aszályos 2002 évben a tápelemek a trágyázatlan talajon is feldúsultak a kukoricában, érvényesült a „töményedési” effektus. Az érett vágóhídi hulladékkomposzt-terhelés hatására tovább nőtt a kukorica vegetatív részeinek N, K, S,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Zn, Mo és Cd-koncentrációja, míg a Mg, Mn és Ba-tartalma mérséklődött. A 2. évben termett mustár melléktermésében a S és Na-mennyiség emelkedett. A 3. évben a tritikále szalma- és szemtermésében a Na csökkenésével párhuzamosan a Mo-tartalom emelkedett.

- Az éretlen komposzt a N, K, S,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Na és Zn-felvételt serkentette, míg a Mg és Mo akkumulációját gátolta a kukoricában. A mustár magjában is igazolható volt a Sr és Na serkentő, illetve a Mo és Cd gátló hatása. A tritikáleban a Ca, Mg, Na és Sr-beépülés mérséklődött, a Cu-felvétel viszont nőtt a terheléssel. Összességében hasonló hatást gyakorolt a félérett komposzt is a mustárra. A tritikáleban a N, K, S, Zn és Fe serkentő hatása, ill. a Mg esetén gátló befolyás volt megfigyelhető.

- A húslisztterhelés hatására kimutathatóan dúsult a N, S és Na, valamint visszaesett a P, Fe, Ni, Cr, Pb és Mo mennyisége a mustár melléktermésében. Úgy tűnik a csont kalcium-foszfát összetevője kevésbé táruult fel a húslisztben, ami gátolhatta a P és néhány nehézfém felvehetőségét a trágyaszerből, illetve a talajból. A magtermésben a S és Na beépülése nőtt, illetve a Mo elemé csökkent a terheléssel. A tritikále szalmában a N és K, a szemben a N és S-tartalom emelkedett igazolhatóan.

- A húsliszt gyors mineralizációjával akár 1 t/ha N-veszteség (kilúgzás  $\text{NO}_3\text{-N}$  formában, illetve légköri elillanás  $\text{NH}_3\text{-N}$  formában) léphetett fel a 3 év alatt. A liszt 13% körüli zsírtartalma nem gátolta az ásványosodást ezen a talajon. A maximális zsírterhelés elérhette a 2,6 t/h értéket. A termesztett növények átlagos összetételében több nagyságrendbeli különbség is előfordult. A mustár magja halmozta fel a legtöbb N, P, S és Zn elemet. Az As, Hg, Se és Pb-koncentráció minden növényi részben a kimutatási határ alatt maradt. Összefoglalva, javasolható tehát a sterilizált vágóhídi érett komposztok minél kiterjedtebb felhasználása termőföldön. Összetételük és hatékonyságuk alapján kifejezetten növelhetik főként a savanyú homoktalajok termékenységét.

### **6. A talajtulajdonságok változása**

A 148. táblázatban a vágóhídi érett komposzt hatását tanulmányozhatjuk a talaj szántott rétegének néhány általános jellemzőjére. Az első mintavétel a silókukorica betakarítását követően történt 2002. szeptember 16-án, tehát a komposzt leszántása után bő 4 hónappal. Ekkor a pH(KCl) és a humusz% emelkedése figyelhető meg, többé-kevésbé statisztikailag is igazolhatóan. A 2. évben hasonló trendet jelez a pH( $\text{H}_2\text{O}$ ), pH(KCl), valamint a szervesanyag gyarapodása. Ezen túlmenően igazolható az összes-N és a  $\text{NO}_3\text{-N}$  akkumulációja a feltalajban. Az  $\text{NH}_4\text{-N}$  mennyisége tendenciájában szintén némi emelkedést mutat.

Úgy tűnik a beszántott komposzt nem bomlott el teljesen, még a 6. év után is igazolható emelkedés a szántott réteg humusztartalmában. A közelítő becslés alapján  $0,3\% = 3000 \text{ mg/kg} = 9000 \text{ kg} = 9 \text{ t/ha}$  humusztöbblet azonosítható, mely a leszántott

20,4 t/ha szervesanyag közel felét teheti ki. Az összes-N többlete 100 mg/kg = 300 kg/ha körüli, mely a bevitt 1,5-1,6 t/ha 18-20%-ára tehető még a 6. év után. A szervesanyag egy része tehát tartósan beépülhetett a talaj humusz anyagaiba a Ca-hoz kötötten.

**148.táblázat.** Vágóhídi érett komposzt hatása az őrbottyáni karbonátos homoktalaj szántott rétegének jellemzőire (Őrbottyán Kísérleti Telep, Duna-Tisza köze)

Vizsgált jellemzők	Érett friss komposzt t/ha 2002. 05. 09-én					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2002. 09. 16-án (1. év)							
pH(KCl)	6,6	6,9	6,8	6,6	6,9	0,4	6,8
Humusz, %	1,2	1,4	1,5	1,4	1,5	0,3	1,4
2003. 07. 22-én (2. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	6,8	7,3	7,4	7,2	7,4	0,6	7,2
pH(KCl)	6,5	7,0	7,1	6,9	7,0	0,6	6,9
Humusz, %	1,3	1,3	1,3	1,6	1,6	0,3	1,4
mg/kg							
Összes-N	725	825	800	1000	1075	230	885
NO <sub>3</sub> -N	5,5	8,0	8,3	9,1	11,3	3,4	8,4
NH <sub>4</sub> -N	4,7	4,7	4,9	5,9	6,5	2,3	5,3
2008. 08. 04-én (7. év)							
pH(KCl)	6,5	6,9	6,8	6,5	6,8	0,5	6,7
Humusz, %	1,2	1,3	1,3	1,4	1,5	0,2	1,3
mg/kg							
Összes-N	718	728	725	768	815	70	751
NO <sub>3</sub> -N	3,2	4,2	5,9	6,0	5,8	1,7	5,0
NH <sub>4</sub> -N	3,0	2,8	1,9	2,1	1,5	2,1	2,2

Megemlítjük, hogy a cc.HNO<sub>3</sub>+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható „összes” Al és Fe 1,3-1,6%, Ca 0,5-3,0%; Mg 0,3-0,7%; K 0,2-0,3%-ot tett ki átlagosan a kísérleti területeken. A P 600-800, Mn 300-500, S 140-180, Na 100-150, Ba 50-80, Zn 20-30, Sr 15-30, Cr 15-20, Ni 10-13, Pb 7-11, B és Co 3-6, As és Cu 2-6, Cd 0,05-0,09 mg/kg volt. A Se és Sn 0,4 mg/kg; Hg 0,2 mg/kg; Mo 0,07 mg/kg kimutatási határ alatt maradt (148. táblázat).

Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> készlete a maximális terheléssel az 1. évben, figyelembe véve a mintavételek nagy relatív szórását, hibáját, mintegy 200, míg a 2. évben 400 mg/kg többletet jelez. A P fokozatosan válik oldhatóvá a 2. évre. A 400 mg/kg ≈ 1200 kg = 1,2 t/ha többlet a bevitt 1,73 t/ha P x 2,29 = 4,0 t/ha P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mennyiségnek a 30%-a. Ez az oldható forma a 6. év végére ismét kevesebb mint a felére lecsökken. Többé-kevésbé hasonló arányokat találunk a cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárással becsült „összes” P-tartalmakban is (149.táblázat).

A komposzt maximálisan 600 kg/ha körüli K-terhelést jelentett. Az oldható K-tartalom emelkedése statisztikailag nem volt igazolható, az „összes” K készletben sem volt kimutatható. Az 1,1 t/ha-t elérő Fe-terheléssel az 1. évben tendenciájában, a 2. és 6. évben igazolhatóan nőtt az oldható Fe-tartalom. Az oldható Na mennyisége szintén emelkedett a 405 kg/ha Na-terheléssel, legalább is az 1. és 2. években. A 6. év végére a változás már nem igazolható. A mobilis Na részben az altalajba távozhattott, illetve a növényi felvételt fedezhette. A 389 kg/ha-ra becsült maximális S-terhelés az 1. évben

tendenciózus, a 2. évben már látványos akkumulációt jelez, majd a 6. évre a hatás már alig észlelhető mind az oldható, mind az „összes” tartalomban (149. táblázat).

149. táblázat. Vágóhídi érett komposzt hatása az Őrbottyáni karbonátos homoktalaj szántott rétegének  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA és  $\text{cc.HNO}_3+\text{H}_2\text{O}_2$  oldható elemtartalmára, mg/kg (Őrbottyán Kísérleti Telep, Duna-Tisza köze)

Vizsgált elemek	Érett friss komposzt t/ha 2002. 05. 09-én					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2002. 09. 16-án (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (1. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	82	159	205	211	287	92	179
K <sub>2</sub> O	71	84	85	89	93	39	84
Fe	66	82	103	113	119	63	97
Na	10	10	13	13	18	4	13
S	6	10	15	13	15	11	12
2003. 07. 22-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (2. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	85	156	207	370	484	164	260
Fe	60	73	94	143	176	53	109
Na	13	12	15	16	26	6	16
S	9	12	15	23	29	8	18
Zn	2,0	3,3	3,3	6,0	7,0	1,8	4,3
Mo	0,02	0,03	0,03	0,05	0,07	0,03	0,04
2008. 08. 04-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (7. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	97	116	143	175	243	67	156
Fe	79	87	89	103	121	23	96
S	6	6	6	7	8	2	7
Zn	1,9	2,3	2,4	2,9	3,2	1,2	2,6
Mo	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
2003. 07. 12-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (2. év)							
P	533	632	651	787	885	154	698
S	155	160	163	209	238	57	185
Zn	27	30	29	33	34	4	30
Cu	6,4	7,0	6,8	7,6	7,5	0,7	7,0
2008. 08. 04-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (7. év)							
P	647	637	653	708	726	82	674
S	141	133	142	147	159	18	145

A Zn-terhelés 42 kg/ha-t tehetett ki. A 2. évben láthatóan az oldható Zn-készlet megháromszorozódik és a kontrollhoz viszonyított akkumuláció az „összes” tartalomban is igazolható. A 6. évben már csupán az oldható koncentráció tükrözi a csekély növekedést. A Mo-bevitel mindössze 131 g/ha mennyiséget tehetett ki számításaink szerint. A kísérlet 2. évében igazolható volt koncentrációjának emelkedése, mely 0,05 mg/kg körüli növekményt jelzett. Ez arra utal, hogy a bevitt Mo teljes mennyisége oldhatóvá válhatott. A talaj-növény rendszerben igen mobilis elemet részben felvehették a termesztett növények, illetve feleslege a mélyebb talajrétegekbe mosódhatott a 6. év végére (149. táblázat).

Az éretlen komposzt legnagyobb adagja 38,1 t szervesanyag; 11,5 t Ca; 5,1 t P; 2858 kg N bevitelét jelentette a szántott rétegbe. Az 1. évben végzett talajvizsgálatok szerint a terheléssel tendenciájában csökkent a  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ ,  $\text{pH}(\text{KCl})$  és a Scheibler-féle  $\text{CaCO}_3$  mennyisége. A komposzt érésekor, a szervesanyagok bomlása során savak termelődnek, melyek a  $\text{CaCO}_3$ -ot elbontják  $\text{CO}_2$  keletkezése közben. A szántott réteg

tehát Ca-ban gazdagodik, míg karbonátban szegényedhet. A 2. évben már több változás igazolható. Az ismételt szántással, műveléssel jobban elkeveredik a bomló komposzt, homogénebbé válik a talaj. A pH és a  $\text{CaCO}_3$  süllyedő trendje mellett megjelenik a humusz emelkedő %-a (150. táblázat).

150. táblázat. Éretlen komposzt hatása a szántott réteg jellemzőire

Vizsgált jellemzők	Éretlen friss komposzt t/ha 2002. 05. 09-én					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2002. 09. 16-án (1. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,8	7,6	7,5	7,0	7,1	0,9	7,4
pH(KCl)	7,4	7,3	7,2	6,7	6,9	1,0	7,1
CaCO <sub>3</sub> , %	7,8	6,1	6,7	5,9	5,1	1,4	6,3
2003. 07. 22-én (2. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	8,0	7,9	7,4	7,2	7,0	1,1	7,5
pH(KCl)	7,7	7,5	7,1	6,8	6,6	1,4	7,1
CaCO <sub>3</sub> , %	8,4	6,4	6,6	5,4	5,0	1,6	6,4
Humusz, %	1,0	1,1	1,2	1,2	1,4	0,5	1,2
mg/kg							
Összes-N	700	825	975	900	1125	340	905
NO <sub>3</sub> -N	7,4	8,6	23,0	22,0	37,0	8,1	19,6
NH <sub>4</sub> -N	5,2	4,7	12,2	8,5	12,5	8,9	8,6
2008. 08. 04-én (7. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,8	7,8	7,5	7,2	7,3	0,7	7,5
pH(KCl)	7,5	7,5	7,1	6,7	6,8	1,1	7,1
CaCO <sub>3</sub> , %	6,2	5,0	4,9	4,0	3,4	8,1	4,7
Humusz, %	1,1	1,2	1,2	1,3	1,5	0,4	1,3
mg/kg							
Összes-N	658	633	628	710	918	130	709
NO <sub>3</sub> -N	2,1	2,3	2,3	2,7	3,8	1,2	2,6
NH <sub>4</sub> -N	1,0	1,2	1,2	1,7	1,7	0,8	1,4

Igazolható az összes-N és a NO<sub>3</sub>-N akkumuláció. Erőteljesen végbemegy a savakat termelő nitrifikáció, míg egyidejűleg az NH<sub>4</sub>-N frakció mennyisége visszaszorul. A kísérlet 6. évében is megfigyelhető még a pH és a CaCO<sub>3</sub> csökkenő trendje. A szervesanyag nem bomlott el teljesen, a terheléssel meggyőzően, a szignifikancia határáig nő a humusz mennyisége. Feltehetően, részben a Ca-hoz kötött tartós humuszanyagokká alakulva a talajban. Ezzel összhangban kimutatható az összes-N készletének gyarapodása, valamint a növények által fel nem használt, feltalajban maradt kismérvű NO<sub>3</sub>-N akkumuláció is (150. táblázat).

A homoktalaj rendkívül heterogén főként az „összes” Ca-tartalmát tekintve, akár %-os eltéréssel. A 0-20 cm feltalaj tömegét 3000 t/ha-nak véve az 1% eltérés 30 t/ha különbséget takar. Így nem meglepő, hogy a 11,5 t/ha elemi Ca-terhelés hatása nem igazolható talajvizsgálatokkal ezen a meszes termőhelyen. Az 5,1 tonna elemi P 11602 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mennyiségnek felel meg, mely kb. 130 éven át fedezhetné egy 10 t/ha gabona-termés P-igényét. Az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mennyisége közel az ötszörösére ugrik az 1. évben, majd feltáródva a 2. évben 11-szeresére nő. A 6. évben már részben a lekötődés figyelhető meg (151. táblázat).

Ismeretes korábbi kísérleteinkből, hogy a frissen bevitt P az első évben még akár 100%-ban is visszamérhető meszes talajokon oldható formában, míg a későbbi években oldhatósága általában 1/3-ára csökken.

Az éretlen komposzt összetétele alapján becsült maximális K-bevitel 700 kg/ha mennyiségnek adódott. A K gyorsan beépülhet a talaj kristályszerkezetébe és kevésbé mutatható ki oldható formákban. Különösen hasonló K-szegény talajon és több év után. A 151. táblázatban összefoglalt adataink szerint a talaj eredeti oldható K-tartalma megnégyszereződött a terheléssel és így a „kielégítő” ellátottsági tartományba került. A 150-200 mg/kg körüli K<sub>2</sub>O emelkedés arra utal, hogy az éretlen komposzttal bevitt K mintegy a fele azonosítható NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható formában az 1. évben. Későbbi években a K-bevitel ilyen hatása már nem volt igazolható sem az oldható, sem az „összes” K tartalmában.

**151. táblázat.** Vágóhídi éretlen komposzt hatása a vizsgált talaj szántott rétegének NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA és cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oldható elemtartalmára, mg/kg

Vizsgált elemek	Éretlen friss komposzt t/ha 2002. 05. 09-én					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2002. 09. 16-án (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (1. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	92	126	131	170	457	264	195
K <sub>2</sub> O	53	62	68	78	218	71	96
Na	12	17	16	20	59	13	25
S	9	10	11	12	30	8	14
2003. 07. 22-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (2. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	101	249	416	599	1111	515	495
Na	11	18	29	33	48	17	28
S	14	15	25	21	31	6	21
Cu	1,56	1,31	1,55	1,41	1,20	0,31	1,41
2008. 08. 04-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (7. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	88	202	329	469	899	389	397
Na	17	19	20	25	31	7	22
S	9	9	11	10	12	5	10
Zn	1,3	1,3	2,5	2,3	3,0	1,2	2,1
2003. 07. 12-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (2. év)							
P	545	697	923	933	1372	221	894
S	142	136	168	162	199	32	162
Na	102	120	137	147	174	53	136
2008. 08. 04-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (7. év)							
P	597	647	788	828	1196	104	811
S	121	124	131	132	156	16	133
Na	97	91	104	107	139	20	108

A bevitt Na 724 kg/ha, mely átlagosan megnégyszerezte a kontroll talaj oldható Na-tartalmát az 1. és a 2. évben, de még a 6. évben is igazolható volt a Na-akkumuláció a szántott rétegben. Az „összes” Na-készlet a 2. évben mintegy 70, a 6. évben 40 mg/kg értékkel nőtt. A 724 kg/ha (1 mg/kg = 3 kg/ha átszámítással) 241 mg/kg emelkedéshez vezethetne a 0-20 cm talajban, elvileg. A 2. évben tehát a Na-terhelés kb. 30%-a mutat-

ható ki „összes”, illetve 15-20%-a oldható formában. Ezt követően a mobilis Na kilúgzódhatott, illetve a növényi felvétel is mérsékelhette koncentrációját (151. táblázat).

A S-terhelés 641 kg/ha volt, mely csupán 15-20 mg/kg oldható S-tartalom gyarapodását eredményezte az 1. és 2. évben. Az „összes”-S 50-60 mg/kg értékkel nőtt a 2., illetve kb. 40 mg/kg-mal a 6. évben. A S oldható frakciója tehát viszonylag gyorsan eltűnhet a feltalajból, de a tartós humuszanyagokba épült frakció a szántott rétegben megőrződhet. A kísérlet 2. évében az oldható Cu-tartalom mérséklődését tapasztaltuk a terheléssel. A Cu közismerten erősen kötődik a szervesanyaghoz, ezért is Cu-hiányosak a tőzegtalajok. Úgy tűnik a szervesanyagterheléssel az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható Cu koncentrációja csökkenhet. A komposzt Cu-szegény 46 mg/kg Cu-tartalommal. Mivel e meszes talaj Cu-ellátottsága egyébként is mérsékelt, szükségessé válhat hasonló esetben a kiegészítő Cu-trágyázás. Az éretlen komposzt 270 mg/kg Zn-et tartalmazott, a maximális Zn-terhelés 25 kg/ha volt. A kísérlet 6. évében az oldható Zn-tartalom emelkedett a talajban, a Zn feltáródott, feltehetően oldhatóvá vált a lebomlott komposztban (151. táblázat).

A félérett komposzt az éretlen nyers komposzthoz hasonlóan, de kevésbé kifejezetten, csökkenti a pH és a  $\text{CaCO}_3$  értékét. A 48 t/ha szervesanyag beszántásával 0,6%-kal nő a szántott réteg szervesanyag készlete; 1,2%-ról 1,8%-ra. Igazolhatóan emelkedik a trágyázott talaj kötöttségi mutatója, valamint az „összes” só %-a is az 1. évben. Számításaink szerint az összes N-bevitel elérhette a 3,9 t/ha mennyiséget, mely 1300 mg/kg terhelést jelentene. A 152. táblázat eredményei szerint ez a N-készlet kimutatható a feltalajban. A szervesanyag ásványosodása, illetve a nitrifikáció még nem fejeződött be. Az ásványi N nagyobb részét még az  $\text{NH}_4$ -N teszi ki.

152. táblázat. Félérett komposzt hatása a talaj szántott rétegének jellemzőire

Vizsgált jellemzők	Félérett friss komposzt t/ha 2002. 11. 18-án					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2003. 07. 22-én (1. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,6	7,7	7,5	7,4	7,3	0,6	7,5
pH(KCl)	7,2	7,4	7,4	7,2	7,1	0,6	7,3
CaCO <sub>3</sub> , %	4,3	3,7	2,4	2,4	2,1	2,9	3,0
Humusz, %	1,2	1,3	1,6	1,6	1,8	0,3	1,5
K <sub>A</sub>	31,0	30,8	32,0	32,5	34,0	2,7	32,0
összes só %	0,08	0,06	0,14	0,14	0,23	0,07	0,13
mg/kg							
Összes-N	760	740	1220	1360	2100	480	1236
NO <sub>3</sub> -N	9	10	20	24	38	29	20
NH <sub>4</sub> -N	18	38	132	149	243	49	116
2008. 08. 04-én (6. év)							
K <sub>A</sub>	25,7	26,3	26,3	27,4	28,2	1,7	26,8
Humusz %	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	0,2	1,4
CaCO <sub>3</sub> %	3,1	2,8	2,4	1,8	2,0	2,4	2,4
mg/kg							
Összes-N	740	790	990	1010	1160	130	940
NO <sub>3</sub> -N	1,1	1,4	1,8	2,2	2,7	0,7	1,8
NH <sub>4</sub> -N	1,9	2,1	2,3	2,6	3,1	0,4	2,4



A kísérlet 6. évében 2008-ban is igazolható a talajszerkezetre gyakorolt kedvező hatás, valamint a 0,4%-os humuszgyarapodás. Ezzel párhuzamosan azonosítható mintegy 400 mg/kg összes-N többlete a szántott rétegben, mely 1,2 t/ha mennyiséget takarhat. Ez azonban azt jelenti, hogy a bevitt szervesanyag, illetve N közel 1/3-a nem ásványosodott, beépült a talaj tartós humuszanyagaiba. Az  $\text{NH}_4\text{-N}$  és a  $\text{NO}_3\text{-N}$  formák mennyisége már elhanyagolható.

A félérett komposzt tehát tartósan javíthatja a hasonló homoktalaj fizikai és kémiai tulajdonságait termékenységet. A N-érzékeny területek védelmében előírt 49/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerinti 170 kg/ha/év N-limitet nem szükséges hasonló komposztokra kiterjeszteni, amennyiben lassan ásványosodó és részben a talaj tartós humuszanyagaiba beépülő N-ről van szó (152. táblázat). Megemlítjük még, hogy az  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  oldható elemtartalom átlaga a kísérletek területén az alábbi volt: Ca 3000-16000, Mg 164-392, Mn 120-170,  $\text{K}_2\text{O}$  50-120, Al 30-50, Sr 8-30, Ba 8-10, Cu és Pb 2-3, Ni és Co 1-2, B 0,2-0,5 mg/kg. Az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se általában 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt.

153. táblázat. Vágóhídi félérett komposzt hatása a talaj szántott rétegének  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  és  $\text{cc.HNO}_3\text{+cc.H}_2\text{O}_2$  oldható elemtartalmára, mg/kg (Órbottyán)

Vizsgált elemek	Félérett friss komposzt t/ha 2002. 11. 18-án					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2003. 07. 22-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (1. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	90	365	1421	1559	2671	1410	1221
Na	10	19	78	85	146	49	67
S	8	15	42	52	80	28	40
Zn	1,9	2,9	5,0	4,3	8,4	3,6	4,5
Co	0,8	0,8	0,7	0,7	0,5	0,3	0,7
2008. 08. 04-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható) (6. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	86	374	706	1080	1868	368	823
Na	6	9	12	19	31	9	15
S	8	8	9	11	14	3	10
Zn	2	4	4	5	8	4	5
2003. 07. 12-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (1. év)							
P	576	773	1398	1326	2187	586	1252
S	153	170	253	252	342	68	234
Na	150	160	228	220	296	62	211
Zn	26	29	31	30	33	6	30
2008. 08. 04-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható) (6. év)							
P	571	731	986	1145	1717	377	1030
S	116	123	133	148	174	24	139
Na	70	78	81	100	116	56	89
Zn	29	29	32	32	35	5	31

A P-terhelés maximuma ebben a kísérletben 5,1 t P mennyiséget jelentett, mely elméletileg 1700 mg/kg P-növekményt, illetve 3900 mg/kg  $\text{P}_2\text{O}_5$  emelkedést okozhatna a szántott rétegben. Az  $\text{NH}_4\text{-acetát+EDTA}$  oldható  $\text{P}_2\text{O}_5$  az 1. évben mintegy 2600 mg/kg, míg a 6. évben 1800 mg/kg többletet eredményezett. Ez kb. 67%-os kimutathatóságot

tükröz az 1. évben és 46%-ot a 6. évben. Az „összes” P-t tekintve az 1. éves többlet maximuma a kontrollhoz képest 1611 mg/kg, míg a 6. évben 1146 mg/kg. A félérett komposzttal bevitt P 95%-a azonosítható az 1., illetve 67%-a a 6. évben a cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> módszerrel (153. táblázat).

A Na-terhelés 823 kg/ha-nak adódott maximálisan, mely 136 mg/kg oldható Na-többletet eredményezett a szántott rétegben az első és 20-25 mg/kg többletet a 6. évben. Az összes-Na 146 és 58 mg/kg többlettel zárult ugyanezen években. Az oldható Na akkumulációja az idővel kb. 1/6-ára míg az „összes” Na többlete 1/3-ára csökkent. Megjegyezzük, hogy mind az oldható, mind az „összes” Na tartalma a nem trágyázott kontroll talajon is mintegy a felére süllyedt (153. táblázat).

A S-bevitel maximuma 750 kg/ha-nak felelt meg, mely az oldható S-tartalmat az 1. évben megtízszerezte a szántott rétegben. A 6 év után hatása viszont jelentéktelenné vált. Az „összes” S-tartalom az 1. évben 190 mg/kg, míg a 6. évben kereken 60 mg/kg többletbe vezetett a kontrollhoz viszonyítva. Az 1. évben tehát mintegy 75%-át, a 6. évben 24%-át azonosítottuk „összes” formában. Az oldható forma e számítás, illetve becslés szerint 29%-ra volt tehető (153. táblázat).

A bevitt Zn kereken 20 kg/ha-ra tehető, melynek teljes mennyisége oldható és „összes” formában egyaránt azonosítható volt mind az 1., mind a 6. évben. Úgy tűnik a szerves trágya elősegítette a feltárási Zn oldható formában való megőrzését. A 200 t/ha komposzttal 70 g/ha Co-bevitel is történt. Ennek ellenére az 1. évben némileg mérséklődik az oldható Co koncentrációja a szántott rétegben, a szignifikancia határát súrolva. Feltehető, hogy a talaj eredeti oldható Co-tartalmának egy része megkötődött kevésbé oldható szerves formába (153. táblázat).

A légszáraz csontos húsliszt leszántott tömege egy nagyságrenddel kisebb volt mint az alkalmazott komposztok friss tömege. A legnagyobb 20 t/ha adag azonban jelentős terhelést képviselt, mely összevethető volt a korábban vizsgált komposztok terhelésével. A szervesanyag kereken 11,1 t/ha; Ca 1,3 t/ha; N 1,22 t/ha; P 771 kg/ha; S 114 kg/ha, Na 86 kg/ha mennyiséget tett ki. A húsliszt ugyanakkor szegény volt K, Mg makro-, valamint a vizsgált egyéb mikroelemekben. A komposztok 2-3%-os N-készletével szemben a húsliszt szervesanyaga azonban 6,41% összes N-t tartalmazott igen szűk 5 körüli C/N aránnyal, mely gyors mineralizációra utal a talajban.

A 154. táblázatban közölt adataink szerint a növekvő húsliszt adaggal átmenetileg mérséklődött a pH, valamint nőtt az „összes” só, összes-N és az ásványi N-frakciók mennyisége. A savtermelő nitrifikáció méreteire utal, hogy kereken 13-szorosára ugrott a szántott réteg NO<sub>3</sub>-N, valamint 6-szorosára az NH<sub>4</sub>-N koncentrációja az 1. évben. A maximális húslisztterhelésnél közel 400 kg NO<sub>3</sub>-N és 165 kg NH<sub>4</sub>-N táruult fel hektáronként a talajban. Az aszályos 2003. évben a kukorica kis termésével természetesen nem volt képes hasznosítani 500-600 kg/ha ásványi N-t, mely később feltehetően az altalajba távozhatott.

A húsliszt fehérje csak részben, kb. fele részben bomlott el, hiszen mintegy 180-200 mg/kg még az összes-N frakcióban mutatható ki, mely átszámítva szintén 500-600 kg/ha tömeget jelenthet az első év után. A 6. évben a húsliszt terhelés esetén hatása eltűnt. Nem igazolható már a pH, összes só, összes-N, illetve az ásványi N-frakciók változása. A húsliszt ásványosodott, lebomlott és a mobilis bomlástermékek mint a NO<sub>3</sub>-N és a vízdoldható sók kilúgozódtak az első években, a képződött savakat a meszes környezet semlegesítette és helyreállt a kontroll talajon mért pH értéke (154. táblázat).

A 771 kg/ha bevitt P, mely 1766 t/ha  $P_2O_5$  mennyiséget jelent, természetesen nem tűnt el a talajból. Az oldható  $P_2O_5$  négyszeresére nő a feltalajban, az 1. évben mintegy 200-250 mg/kg  $P_2O_5$  többletet eredményezve, tehát 600-700 kg/ha  $P_2O_5$  kerülhetett oldható formába. A 6. évre 150 mg/kg  $P_2O_5$  körüli többletet látunk, mely a kísérleti hibaforrásokat figyelembe véve durván 500 kg/ha  $P_2O_5$  mennyiségről tanúskodhat, tehát az oldható frakció 20-30% közötti tartományban lehet a 154. táblázat szerint. Ez egyezik a korábbi P-kísérleteink, illetve P-utóhatás kísérleteink trendjeivel, hasonló meszes talajokon (Kádár 1992).

154. táblázat. Csontos húsliszt hatása a talaj szántott rétegének jellemzőire

Vizsgált jellemzők	Légszáraz húsliszt t/ha 2002. 11- 18-án					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
2003. 07. 22-én (1. év)							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,7	7,6	7,3	7,1	7,2	0,4	7,4
pH(KCl)	7,3	7,3	7,0	7,0	6,8	0,5	7,1
Összes-só %	0,02	0,05	0,06	0,09	0,13	0,04	0,07
Összes-N %	0,06	0,07	0,08	0,08	0,08	0,02	0,07
mg/kg							
NO <sub>3</sub> -N	10	38	41	84	129	53	60
NH <sub>4</sub> -N	9	9	8	23	55	26	21
2003. 07. 22-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható, mg/kg) (1. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	78	149	128	142	315	152	162
Na	7	13	10	13	26	9	14
S	2	7	6	8	17	7	8
2003. 07. 22-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható, mg/kg) (1. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1278	1395	1214	1344	1548	259	1356
P	558	609	530	587	676	113	592
S	151	169	149	160	172	32	160
Na	142	147	130	152	160	38	146
2008. 08. 04-én (NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható, mg/kg) (6. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	79	117	155	166	228	66	150
2008. 08. 04-én (cc.HNO <sub>3</sub> +cc.H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> oldható, mg/kg) (6. év)							
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1195	1074	1221	1232	1335	243	1211
P	522	469	533	538	583	106	529

Ami az összes-P mennyiségét illeti, az extrém heterogén viszonyok hibájából kiindulva maximum 300-500 mg/kg akkumuláció feltételezhető a szántott rétegben, ami 900-1500 kg/ha P-nak felelhet meg. Hat évvel később maximum 120-200 mg/kg, azaz 360-600 kg/ha P azonosítható a cc.HNO<sub>3</sub>+cc.H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárásból, tehát 20-30 %. Az oldható és összes Na-többlet az 1. év után egyaránt 20 mg/kg körüli, tehát a 86 kg/ha bevitt mennyiségből 60 kg/ha azonosítható volt. A 6. évben már nem követhető nyomon a mobilis Na. A 114 kg/ha maximális S-terheléssel 15 mg/kg oldható, illetve 21 mg/kg összes többlet képződött, ami 45 kg/ha oldható, illetve 63 kg/ha összes S mennyiséget takarhat. A Na-hoz hasonlóan a S sem azonosítható a feltalajban 6 év múlva. A nem túl nagy mennyiséget a termesztett növények hasznosították, esetleg kimosódott (154. táblázat).

### **Összefoglalás**

- A maximális 200 t/ha komposzt, illetve a 20 t/ha csontos húsliszt kereken 20-120 t/ha szárazanyag, 12-48 t/ha szervesanyag, 0,6-6,8 t/ha zsír bevitelét jelentette. Az ásványi elemek maximuma elérte a 13,5 t/ha Ca (33,7 t/ha  $\text{CaCO}_3$ ), illetve a 11,6 t/ha P (26,6 t/ha  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) mennyiséget. A K, Mg, Na, S bevitel is több száz kg/ha-nak adódott a komposztok esetén. A Zn kereken 42, Mn 21, Sr 18, Ba 12, Cu 8, Cr 2 kg/ha maximális terhelést jelzett. Az éretlen komposztban a mérgező  $\text{NH}_4\text{-N}$  forma 275 kg/ha, a félérettben 113 kg/ha mennyiséget ért el. Az érett komposzttal ugyanakkor maximálisan 193 kg/ha műtrágya-egyenértékű  $\text{NO}_3\text{-N}$ -t szántottunk alá.
- Az érett vágóhídi komposzt terhelés hatása 6 év után is igazolható volt a talaj szántott rétegének, humusz, összes-N, összes P és S, valamint az oldható P, S, Fe, Zn, Mo tartalmának emelkedésén. A bevitt szervesanyag közel fele, az összes-N 18-20%-a beépülhetett a talaj tartós humuszanyagaiba.
- Az éretlen komposzt terheléssel szintén igazolhatóan emelkedett a feltalaj szervesanyag, összes-N és  $\text{NO}_3\text{-N}$ , összes P, összes S és Na készlete. Az oldható elemek közül a P, K, Na, S, Zn, Cu jelzett dúsulást az egyes években.
- A félérett komposzt hatására 50%-kal nőtt a feltalaj szervesanyag, illetve több mint 2-szeresére az összes-N készlete. A talajszerkezetre gyakorolt kedvező hatás a 6. évben is igazolható. Hasonlóképpen az „összes” és az oldható P, S, Na, Zn elemtartalmakban való gyarapodás.
- A növekvő csontos húsliszt terheléssel átmenetileg mérséklődött a pH, emelkedett az „összes” só, összes-N és az ásványi N-frakciók mennyisége. A savtermelő nitrifikáció méreteire és sebességére utal, hogy 13-szorosára nőtt a szántott réteg  $\text{NO}_3\text{-N}$ , illetve 6-szorosára az  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrációja az 1. évben. Maximálisan mintegy 400 kg  $\text{NO}_3\text{-N}$  + 165 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  táruult fel hektáronként. Az aszályos 2003. évben a kukorica csekély termésével nem tudta hasznosítani a sok ásványi N-t, mely feltehetően az altalajba távozhatott. A 6. évben a húsliszt lebomlott és a mobilis bomlástermékei eltűntek ( $\text{NO}_3\text{-N}$ , vízdoldható sók, savak).
- Összefoglalva megállapítható, hogy míg a húsliszt gyorsan bomló trágya, úgy  $\text{NO}_3\text{-}$ érzékeny területeken az előírt 170 kg/ha/év N-terhelés túllépését kerülni kell. Az éretlen és félérett komposzt viszont több éven át lassan ásványosodik a talajban és N-jének egy része tartósan beépülhet a talaj humuszanyagaiba. Az előírt korlátozást ezért nem szükséges ezekre a szerves trágyaszerekre kiterjeszteni, a terhelés 2-3-szorosára növelhető.

## Városi szennyvíziszap és vágóhídi hulladék komposzt vizsgálata

### 1. Anyag és módszer, a kísérletek körülményei

Cukorrépával állítottunk be szabadföldi kisparcellás kísérletet víztelenített városi szennyvíziszappal, ill. vágóhídi hulladék komposztal. Mivel a cukorrépa-termelés célja alapvetően a cukornerés, a termelés melléktermékei (répafej, cukorgyári mésziszap) visszakerülhetnek a talajba, elvileg a cukorrépa mérsékelten szennyezett talajon is termesztendő. A kísérlet második évében (utóhatás) tavaszi árpát termesztettünk. Vizsgáltuk a növekvő szervestrágya-adagok hatását a növények termésére, a cukorrépa minőségére, valamint a talaj szántott rétegének jellemzőire, valamint a cc.  $\text{HNO}_3 + \text{cc. H}_2\text{O}_2$  feltárással becsült „összes” és az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható „mobilis” elemkészletének változására.

A kísérleteket Sopronhorpácson, a *BETA Kutató és Fejlesztő Kft.* (korábbi Cukorrépa-termesztési Kutatóintézet) területén végeztük csernozjom barna erdőtalajon. A talaj szántott rétege a következő paraméterekkel rendelkezett:  $\text{CaCO}_3$ -tartalom: 1% körül vagy alatt;  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ : 7,8;  $\text{pH}(\text{KCl})$ : 7,0;  $\text{K}_\text{A}$ : 40; humusz: 2,5%;  $\text{NH}_4\text{-N}$ : 10 mg/kg;  $\text{NO}_3\text{-N}$ : 6–9 mg/kg;  $\text{AL-P}_2\text{O}_5$ : 120–160 mg/kg;  $\text{AL-K}_2\text{O}$ -tartalom: 247–276 mg/kg között. A talajvizsgálatok alapján a terület semleges vagy enyhén karbonátos, közepesen humuszos vályog, oldható foszforral közepesen/kielégítően, oldható káliummal jól ellátott. A talaj N-szolgáltatása szintén közepesnek ítéltető.

Az alkalmazott szennyvíziszap Mosonmagyaróvár szennyvíztisztító telepének iszapágyából (*Moson-iszap*), míg a vágóhídi komposzt az *ATEV Fehérjefeldolgozó Rt.* győri üzeméből származott (*ATEV-komposzt*). Mindkét szerves trágyát külön kísérletben vizsgáltuk 0, 25, 50, 100 és 200 t/ha friss tömeget alkalmazva. Az 5 terhelési szint  $\times$  4 ismétlés = 20 parcellát jelentett kísérletenként véletlen blokk elrendezésben. Az egyes parcellák mérete 40 m<sup>2</sup> volt. A szerves trágyákat 2000. március elején kézzel szórtuk ki és ezt követően szántottuk a talajba. A *Gina* fajtájú cukorrépa vetése 45 cm sortávra történt április közepén. Kelés után május közepén a tőtávot 6–8 cm-re állítottuk be kézi egyeléssel, hogy a 80–90 ezer tő/ha állománysűrűséget kapjuk. A cukorrépa előveteménye őszi búza volt. A répa betakarítása október 24-én történt, előtte július végén és szeptember elején gyomirtó kapálást végeztünk. A *Jubilant* fajtájú tavaszi árpát 2001. március 30-án vetettük el 4–6 cm mélyre és gabona sortávolságra 230 kg/ha vetőmag felhasználásával. Az aratásra július 20-án került sor.

A cukorrépa betakarításakor nettó parcellánként (a parcellák szegélyétől 1–1 m-t leahagyva) 20–20 db leveles répatestet emeltünk ki. Mértük a gyökér és a lomb tömegét, illetve vizsgáltuk a gyökerek cukoripari minőségét parcellánként szabvány eljárással (holland *VENEMA* módszer) a *BETA Kutató és Fejlesztő Kft. Laboratóriumában*. A tavaszi árpa aratása előtt 2001. július 16-án 4–4 fm, azaz nettó parcellánként 0,5–0,5 m<sup>2</sup> föld feletti anyag szolgált mintául. A légszáraz mintákat elcsépeztük és meghatároztuk a szem, szalma és pelyva tömegét. A minták kémiai elemzésére nem került sor.

Az első év végén a cukorrépa betakarítását követően talajmintákat vettünk a szántott rétegből. Nettó parcellánként 20–20 lefűrást ejtettünk botfűróval az átlagminta készítéséhez. A kísérletenkénti 20–20, azaz összesen 40 db átlagmintát 40 °C-on szárítottuk, kalapácsos darálón homogenizáltuk. A homogenizált szerves trágyákat szintén megmintáztuk 8–10 pontban, majd az átlagmintákat hasonló módon szárítottuk és finomra daráltuk analízisre.

Az analízisek az *MTA TAKI ICP* laboratóriumában folytak a következő módszerekkel: A pH,  $\text{CaCO}_3$ , humusz, kötöttség, összes-só,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  alapvizsgálatok *Baranyai és munkatársai (1987)*, illetve a *MÉM NAK (1978)* által ismertetett módon. A talajok oldható elemtartalmának vizsgálata *Lakanen és Erviö (1971)*; a talaj- és szerves trágya-minták feltárása cc.  $\text{HNO}_3\text{+cc. H}_2\text{O}_2$  roncsolással az *MSz 21470-50 (2006)*; a talaj- és szerves trágya-minták összes N-tartalmának meghatározása cc.  $\text{H}_2\text{SO}_4\text{+cc. H}_2\text{O}_2$  roncsolás után a módosított *Kjeldahl (1891)* módszer-rel az *ISO 11261 (1995)* szabvány szerint.

Ami az évjáratokat, illetve a csapadék-ellátottságot illeti, az alábbi mondható el: 2000 áprilisában 32, májusában 26, júniusában 16, júliusában 111, augusztusában 67, szeptemberében 51 és októberében 92 mm, az év egészében a kísérleti helyen 584 mm eső hullott. A májusi és júniusi relatív szárazság ellenére a répa jól fejlődött és kielégítő termést, illetve terméstöbbletet adott. A következő évben (2001-ben) 450 mm-t tett ki az éves csapadékösszeg. A répa a talaj vízkészletét felhasználta az előző évben, a tavaszi árpa vízellátottságát a 2001. év nem biztosította. Márciusban 46, áprilisban 33, májusban 34, júniusban 48 mm csapadékot kapott a terület. Ismert, hogy a viaszos érés és a teljes érés időszakában hulló eső már negatív hatása a tavaszi árpára (*Lőrincz, 1984; Kismányoky, 1988*). A július csapadékosnak bizonyult 2001-ben. A tavaszi árpa termése ezért mérsékelt maradt, a trágyahatások nem érvényesülhettek.

#### Kísérleti eredmények

A Mosonmagyaróvár szennyvíztisztító telepének iszapágyából származó szennyvíziszap (*Moson-iszap*), illetve az *ATEV Fehérjefeldolgozó Rt.* győri üzeméből származó vágóhídi hulladék komposzt (*ATEV-komposzt*) összetételét és az általuk okozott talajterhelést a maximális 200 t/ha friss trágyaadaggal a *155. táblázat* mutatja be. Az adatokból látható hogy a városi iszap szárazanyag-tartalma alig 1/3- a a komposzténak, így a szerves anyag bevitel is a komposzt beszántásával volt számottevőbb a talajban. Származásából eredően a moson-iszap szárazanyaga gazdagabb volt N, P és S makroelemekben, valamint minden vizsgált mikroelemben. A Mn-, Ba-, Cu- és Zn- 2–4-szeresen, a Ni- 5-szörösen, a Cr- és Pb- 6–7-szeresen, a Cd- 20-szorosan, míg a Cu-koncentráció több mint 300-szorosan haladta meg az ATEV-komposztban mért értékeket. Amennyiben a talajterhelés mértékét vizsgáljuk, a különbségek mérséklődnek a két szerves trágya között. Így pl. a Cr- és Pb- 2-szeres, a Cd- 6,5-szeres, a Cu-terhelés mintegy 100-szoros túlsúlyt jelez a városi iszap javára.

A fentiek alapján megállapítható, hogy az általunk alkalmazott iszap, illetve komposzt összetétele a Cu kivételével nem érte el, illetve nem haladta meg a határértékeket, a 200 t/ha maximális adaggal pedig nem lépte túl az engedélyezett terhelést. Az iszap esetében azonban a Cu-koncentráció túllépése közel 4-szeres, míg a terhelés 16-szoros volt.

A szerves trágyákkal okozott N-terhelés számításaink szerint elérte a 1,5 t/ha mennyiséget. A cukorrépa termését és minőségét ezen a termőhelyen döntően a N-kínálat befolyásolhatja, hiszen a talaj a PK-ellátottsága a répa igényét kielégítheti a talajvizsgálatok alapján. A *156. táblázat* eredményei arra utalnak, hogy az iszaptrágya a kontrollhoz viszonyítva közel 20 t/ha gyökértömeg-többletet okozott és igazolható termésdepresszió nem jelentkezett. A N-túlkínálatot jelzi viszont a tisztasági hányados, a digestio és a tiszta cukor %-ának visszaesése. Ezzel párhuzamosan nőtt a nemkívánat-

tos K-, Na- és  $\alpha$ -amino N-mennyiség. Ismert, hogy a gyártás során előálló cukorveszté-  
séget főként ez utóbbi összetevők okozzák olyan komplex nemkívánatos vegyületeket  
képezve, melyek akadályozzák a cukor kikristályosítását, tehát melasznövelő *tényezők*  
(Buzás, 1978; Vajdai, 1984; Kulcsár, 1999).

**155. táblázat.** Az alkalmazott iszapok összetétele és a 200 t/ha által okozot talajterhelés

Mért jellemző	Moson-iszap		ATEV-komposzt	
	összetétele	talajterhelése	összetétele	talajterhelése
pH	6,72	–	8,40	–
a) Szárazanyag	20,70 %	41,40 t/ha	67,30 %	134,60 t/ha
b) Szerves anyag	67,90 %	28,11 t/ha	40,30 %	52,24 t/ha
Ca	4,30 %	1780 kg/ha	14,16 %	19059 kg/ha
N	3,70 %	1532 kg/ha	1,13 %	1521 kg/ha
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	3,40 %	1408 kg/ha	1,27 %	1709 kg/ha
Fe	1,71 %	708 kg/ha	0,49 %	660 kg/ha
S	1,40 %	580 kg/ha	0,70 %	942 kg/ha
K <sub>2</sub> O	0,79 %	327 kg/ha	0,31 %	417 kg/ha
Mg	0,70 %	290 kg/ha	1,76 %	2369 kg/ha
Cu	0,25 %	104 kg/ha	11 mg/kg	1481 g/ha
Na	0,10 %	41 kg/ha	0,40 %	538 kg/ha
Zn	286 mg/kg	11,8 kg/ha	71 mg/kg	9,6 kg/ha
Sr	239 mg/kg	9,9 kg/ha	708 mg/kg	95,3 kg/ha
Mn	187 mg/kg	7,7 kg/ha	78 mg/kg	10,5 kg/ha
Ba	85 mg/kg	3,5 kg/ha	35 mg/kg	4,7 kg/ha
Cr (III)	65 mg/kg	2,7 kg/ha	10 mg/kg	1,3 kg/ha
Pb	26 mg/kg	1,1 kg/ha	4 mg/kg	0,5 kg/ha
Ni	20 mg/kg	0,8 kg/ha	4 mg/kg	0,5 kg/ha
Cd	800 µg/kg	33 g/ha	40 µg/kg	5 g/ha

A Q tisztasági hányados a cukortartalmat a répatest szárazanyagának %-ában fejezi ki. A 16% cukor és 20% sz.a. esetén a Q = 80%. Általában minimálisan 75%-os tisztaságú a gyárak elvárása. Ennek a feltételnek a gyökér még a 200 t/ha terhelésnél is megfelelt. Az iszap szerves anyagával bevitt 1,5 t/ha nitrogén nagyobb része az első év után feltehetően még az el nem bomlott szerves anyaghoz kötődött. A nyers és a tiszta cukor maximális hozamát a 25 t/ha iszaptrágya adta, az ezt meghaladó trágyázás 2 t/ha tisztacukor-vesztést okozott (156. táblázat).

Hasonlóan nőtt a gyökértermés az ATEV-komposzt trágyázással, 23 t/ha többletet produkálva a trágyázatlan kontrollhoz képest. A minőségi jellemzők viszont kevésbé romlottak, a tiszta cukor mindössze 1%-kal mérséklődött a gyökérben. Ebből adódóan a maximális nyerscukor-, illetve tisztacukor-hozam is a 200 t/ha trágyaadagnál jelentkezett. A nyerscukor többlete 3 t/ha, míg a tiszta cukoré 2,2 t/ha mennyiséget ért el a kontrollhoz viszonyítva. Saját szabadföldi vizsgálataink is arra utalnak, hogy az ATEV-komposzt nitrogénje lassan szabadul fel, nagyobb terhelésnél akár 5–10 éves utóhatással számolhatunk (Ragályi & Kádár, 2008).

**156. táblázat.** Iszaptrágyák hatása a cukorrépa gyökértermésére, 2000

Vizsgált jellemzők és mértékegységük		Terhelés 2000 tavaszán, t/ha friss anyag					SzD <sub>5%</sub>
		0	25	50	100	200	
Moson-iszap							
a) N-terhelés	kg/ha	0	191	382	765	1530	
Gyökértermés jellemzői							
b) Gyökér	t/ha	41	54	53	60	56	13
c) Q hányados	%	93	93	92	89	87	3
d) Digestio	%	16	16	15	14	12	2
e) Tiszta cukor	%	13	13	13	10	9	2
f) Nyerscukor	t/ha	6,5	9,3	8,2	8,2	6,7	1,1
e) Tiszta cukor	t/ha	5,5	7,2	6,8	6,5	5,2	1,2
K	mmol/kg	4,8	5,1	5,4	6,7	6,8	1,4
Na	mmol/kg	0,6	0,6	0,9	1,0	1,0	0,4
α-N	mmol/kg	0,5	0,7	1,1	1,9	2,5	0,4
ATEV-komposzt							
a) N-terhelés	kg/ha	0	190	380	760	1520	
Gyökértermés jellemzői							
b) Gyökér	t/ha	51	52	59	64	74	15
c) Q hányados	%	94	93	93	92	91	3
d) Digestio	%	15	16	16	15	14	1
e) Tiszta cukor	%	13	13	13	12	12	1
f) Nyerscukor	t/ha	7,7	8,2	9,2	9,6	10,7	1,2
e) Tiszta cukor	t/ha	6,5	7,0	7,8	7,9	8,7	1,2
K	mmol/kg	5,0	5,3	5,2	5,8	5,5	0,6
Na	mmol/kg	0,6	0,6	0,9	0,8	1,1	0,4
α-N	mmol/kg	0,4	0,5	0,7	1,1	1,7	1,0

**157. táblázat.** Iszaptrágyák hatása a tavaszi árpa légszáraz termésére 2001-ben, t/ha

1977. évi mezőgazdasági közlekedési felmérés a tavaszi és 2000. évi téli szállítások terhelése 2000. évi, t/ha							
Termés- elemek	Terhelés 2000 tavaszán, t/ha friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
<i>Moson-iszap</i>							
a) Szem	5,1	4,7	4,6	4,8	5,5	1,1	4,9
b) Szalma	4,8	4,3	4,2	4,3	4,5	1,2	4,4
c) Pelyva	1,3	1,0	1,2	1,1	1,2	0,3	1,1
d) Összesen	11,2	10,0	10,0	10,2	10,1	2,4	10,4
<i>ATEV-komposzt</i>							
a) Szem	4,9	5,2	4,4	4,4	5,5	1,1	4,9
b) Szalma	4,7	4,4	4,0	4,1	4,8	1,2	4,4
c) Pelyva	1,4	1,1	1,1	1,2	1,2	0,3	1,2
d) Összesen	11,0	10,7	9,5	9,7	11,6	2,4	10,5

A második évben termett tavaszi árpa termését az iszap-, vagy a komposzttrágyázás igazolhatóan nem módosította. A talaj eredeti természetes termékenysége 5 t/ha körüli szemtermést biztosított a trágyázatlan talajon is. A trágyahatások kifejlődését



viszont ebben az évben a kedvezőtlen csapadékviszonyok (vegetatív időszakban a csapadék hiánya, éréskor pedig a többlete) gátolták (157. táblázat).

Lássuk ezután hogyan alakult a talaj összetétele, mennyiben mutatható ki az okozott elemterhelés a szántott réteg „összes”, illetve oldható „mobilis” elem-készletében. A 158. táblázatban azokat a vizsgálati eredményeket foglaltuk össze, melyek a cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárással mért elemek változásaira vonatkoznak.

158. táblázat. Iszaptrágyák hatása a talaj szántott rétegének cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  oldható „összes” elemtartalmára 2000. október 30-án

Elem jele és mértékegysége		Terhelés 2000 tavaszán, t/ha friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	25	50	100	200		
Moson-iszap								
P	mg/kg	711	744	750	834	830	86	774
S	mg/kg	328	350	363	410	488	74	387
Cu	mg/kg	25	29	31	37	55	8	35
ATEV-komposzt								
Ca	%	1,48	1,62	2,01	2,37	2,41	0,55	1,98
P	mg/kg	757	759	789	854	877	86	807
S	mg/kg	318	337	343	340	513	74	390
Na	mg/kg	260	273	304	315	319	22	294
Sr	mg/kg	40	42	45	46	48	4	44

Megjegyzés: Al 3,9%; Fe 2,9%; K 0,75%; Mg 0,72%. A Mn 665, Ba 213, Cr 54, Ni 37, Cu 35, Pb 33, B 20, Co 13, As 9, Sn 4 mg/kg átlagosan. A Hg, Se és Mo < 0,1 mg/kg

Számításaink szerint a szennyvíziszappal 1,41 t/ha  $\text{P}_2\text{O}_5$ , azaz 615 kg elemi P került a talajba maximálisan. A szántott rétegben 1 mg/kg kb. 3 kg/ha mennyiségnek felel meg, tehát mintegy 200 mg/kg mennyiséggel növelhettük az eredeti P-készletet. A kontrollhoz képest mintegy 120 mg/kg többletet találunk e módszerrel, mely arra utalhat, hogy az iszappal bevitt foszfor kb. 60%-át a növekményben találtuk. A kén esetében az 580 kg/ha bevitt 160 mg/kg többletet indukált, ami 80% körüli visszamérhetőségre utal. A 104 kg/ha Cu-terhelés 35 mg/kg növekményhez vezethet elvileg. A vizsgálatok hibáját figyelembe véve a 30 mg/kg növekmény tehát a réz talajbani jó kimutathatóságát jelzi (158. táblázat).

Az ATEV-komposztal maximálisan 19 t/ha Ca-terhelés történt, ami 0,6–0,7% Ca-tartalom növekményt eredményezhet a szántott rétegben. Úgy tűnik a bevitt kalcium teljes mennyisége tükröződik az „összes” készlet emelkedésében. A foszfor esetében mintegy 50%-ra, a kén esetén 100%-ra becsülhető a kimutathatóság hasonló becsléseket alkalmazva. A nátrium nagyon mobilis elem, a komposztal talajba vitt mennyiség alig 1/3-a található a felső talajrétegben. Feltehető, hogy kilúgzódott az alsóbb talajrétegekbe az esővízzel. A stroncium a kalcium kísérőeleme a kőzetekben, talajokban. Analízisére a trágyákban nem került sor, de a Ca-terhelés nyomán feldúsulhatott némileg, melyre a talajvizsgálat utal.

Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA kivonószer általában érzékenyebben jelezheti a változásokat, hiszen a szerves trágyákkal talajba juttatott elemek az oldható frakciókat növelhetik elsősorban. A 159. táblázatban minden mérhető elem koncentrációját feltüntettük. A városi szennyvíziszap statisztikailag is igazolhatóan gazdagította a talaj szántott rétegét K, Fe, P, S, Cu, Zn és Mo elemekkel. Érdemben nem változott a Ba, Pb, Ni és B

elemek oldható mennyisége. Az ATEV-komposztal talajba vitt Ca 0,7%-kal növelte a talaj Ca-készletét, tehát oldható formában maradt. Kimutatható még a Mg, K, Fe, P, S, Na és Zn dúsulása a szántott rétegben. Az oldható Mn, Al, Pb, Ni, Co, Cd és Mo mikroelemek mennyisége viszont visszaszorult, feltehetően ezen elemek kevésbé oldható formákká alakultak. Az As, Hg és Se általában a 0,1 mg/kg méréshatár alatt maradt.

159. táblázat. Iszaptrágyázás hatása a talaj szántott rétegének NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható elem-tartalmára, 2000

Elem jele és mértékegysége		Terhelés 2000 tavaszán, t/ha friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
		0	25	50	100	200		
Moson-iszap								
K <sub>2</sub> O	mg/kg	286	307	295	325	392	75	321
Fe	mg/kg	140	140	150	181	201	36	163
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/kg	72	82	88	111	134	39	97
S	mg/kg	29	46	60	92	150	75	46
Cu	mg/kg	8	10	12	18	30	6	16
Pb	mg/kg	6,4	6,4	6,7	6,9	6,8	0,4	6,6
Ni	mg/kg	4,2	4,5	4,4	4,5	4,6	0,4	4,4
Zn	mg/kg	3,0	2,3	2,6	4,3	6,4	1,7	3,7
B	mg/kg	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	0,1	1,4
Mo	µg/kg	22	20	25	32	46	11	29
ATEV-komposzt								
Ca	%	1,23	1,34	1,53	1,83	1,93	0,39	1,57
Mg	mg/kg	398	400	422	448	468	44	427
Mn	mg/kg	359	338	318	304	295	33	323
K <sub>2</sub> O	mg/kg	313	361	368	375	413	75	375
Fe	mg/kg	170	154	165	200	210	36	180
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/kg	111	120	139	197	218	39	157
Al	mg/kg	85	76	76	76	72	10	77
S	mg/kg	24	28	52	69	107	46	56
Sr	mg/kg	14	14	15	17	16	2	15
Na	mg/kg	6	15	24	41	47	12	27
Pb	mg/kg	6,8	6,5	6,2	6,3	6,1	0,5	6,4
Ni	mg/kg	4,8	4,6	4,3	3,9	3,8	0,5	4,3
Co	mg/kg	3,1	2,9	2,6	2,3	2,3	0,4	2,6
Zn	mg/kg	1,6	1,7	1,9	2,7	3,2	1,2	2,2
Cd	µg/kg	90	87	82	82	78	7	84
Mo	µg/kg	26	21	16	16	10	15	18

Megjegyzés: Az As, Hg és Se általában a 0,1 mg/kg méréshatár alatt volt

A Moson-iszap nem módosította a pH-értékeket, melyek amúgy is a lúgos tartományban találhatók. Megkétszereződött ezzel szemben az „összes” só, valamint tendenciájában emelkedett a szerves-C, illetve a humusz mennyisége a növekvő iszapterheléssel. Nem változott ugyanakkor az összes-N, a kötöttségi szám, míg az NH<sub>4</sub>-N és a NO<sub>3</sub>-N koncentrációja mérsékelten, de igazolhatóan nagyobb lett. A vágóhídi komposzt trágyázás nyomán szintén nem változott a pH, enyhébben emelkedett az „összes” só %-a, nőtt a szerves-C, összes-N és a humusz %-a kifejezettebben és igazolhatóan. Az Arany-féle kötöttségi szám ebben az esetben sem módosult, de az NH<sub>4</sub>-N és NO<sub>3</sub>-N koncentrációja hasonlóképpen emelkedett (160. táblázat).

160. táblázat. Moson-iszap és ATEV-komposzt hatása az egyéb talajjellemzőkre

Vizsgált jellemzők	Terhelés 2000 tavaszán, t/ha friss anyag					SzD <sub>5%</sub>	Átlag
	0	25	50	100	200		
<i>Moson-iszap</i>							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,8	7,8	7,8	7,7	7,6	0,2	7,7
pH(KCl)	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	0,2	7,0
a) Összes só, %	0,05	0,05	0,06	0,08	0,11	0,03	0,07
b) Szerves-C, %	1,5	1,5	1,5	1,6	1,6	0,1	1,5
c) Humusz, %	2,6	2,6	2,6	2,7	2,8	0,2	2,6
d) Humifikáltság, K	2,5	2,0	1,8	1,7	1,9	0,6	2,0
e) Összes-N, %	0,20	0,21	0,19	0,20	0,20	0,02	0,20
f) Kötöttség, K <sub>A</sub>	40	40	41	42	42	2	41
NH <sub>4</sub> -N, mg/kg	10	11	11	11	13	2	11
NO <sub>3</sub> -N, mg/kg	9	9	12	10	13	2	11
<i>ATEV-komposzt</i>							
pH(H <sub>2</sub> O)	7,8	7,8	7,7	7,6	7,6	0,2	7,7
pH(KCl)	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	0,2	7,1
a) Összes só, %	0,05	0,04	0,05	0,07	0,08	0,02	0,06
b) Szerves-C, %	1,4	1,4	1,5	1,6	1,6	0,1	1,5
c) Humusz, %	2,5	2,5	2,5	2,8	2,8	0,2	2,6
d) Humifikáltság, K	2,4	1,9	1,9	1,8	1,8	0,6	1,9
e) Összes-N, %	0,18	0,17	0,20	0,22	0,22	0,02	0,20
f) Kötöttség, K <sub>A</sub>	41	40	42	43	42	3	42
NH <sub>4</sub> -N, mg/kg	11	11	10	12	13	2	11
NO <sub>3</sub> -N, mg/kg	6	7	9	11	10	3	9

Gyakorlati szempontból lényeges, hogy ismerjük az igazi nagy molekulájú, jól humifikált, magas kondenzációs fokkal rendelkező és ennél fogva a talajok tápanyagállapotában, illetve a talajszerkezet kialakításában fontos szerepet játszó humuszanyagok arányát az olyan szerves anyagokéhoz képest, melyek még nem humifikáltak, nyersegek, Ca-hoz nem kötöttek. Utóbbiak molekulasúlya, adszorpciós, puffer- és N-szolgáltatóképessége általában csekélyebb. *Hargitai (1964)* szerint az NaOH oldatban főként az átalakuló nyers szerves anyagok, a talajok savanyú humusza, illetve a kevésbé kedvező tulajdonságú humuszfrakciók oldódnak. A jó minőségű, nagymolekulájú, Ca-hoz kötött humuszanyagokat a módszer szerint NaF oldat extrahálja. Az oldatok fényelnyelő képességét fotométeren 400 és 750 nm hullámhosszakon mérjük.

Az 1%-os NaF oldat extinkcióját viszonyítva a 0,5%-os NaOH oldathoz képest kapunk az ún. „valódi” humuszanyagok és az átalakulóban levő nyers szervesanyagok arányáról. Ez a *Q* humuszstabilitási szám, melyet a *Tyurin (1937)* szerinti humusz %-kal osztva a *K* humifikáltsági koefficienshez jutunk. Ez az együttható annál nagyobb, minél inkább a kedvező minőségű, illetve a valódi humuszanyagok vannak túlsúlyban. A 160. táblázatban közölt adatok szerint természetesen a trágyázatlan kontrolltalaj rendelkezik a nagyobb humifikáltsági együtthatóval, mely mind a városi szennyvíz-iszap, mind a vágóhídi hulladék komposzt adagolásával mérséklődik.

### ***Összefoglalás***

- A szerves trágyák által okozott maximális N-terhelés számításaink szerint elérte az 1500 kg/ha körüli N-mennyiséget. A cukorrépa termését és minőségét döntően a N-kínálat befolyásolhatta. A PK-ellátottság kielégíthette a növény igényét.
- A legnagyobb adagú (200 t/ha) friss szerves trágyázás nyomán 20 t/ha körüli gyökértermés-többlet képződött, termésdepresszió nem jelentkezett. A N-túlkínálatra utalt viszont a tisztasági hányados, a digestio és a tiszta cukor %-ának visszaesése. Ezzel együtt nőtt a nemkívánatos K, Na és  $\alpha$ -aminó N mennyisége a gyökérben, különösen a városi szennyvíziszap hatására.
- A városi szennyvíziszap kisebb szervesanyag-tömege nagyobb minőségromlást okozott a répagyökérben, a maximális nyers- és tisztacukor-hozamot a 25 t/ha adag biztosította. A vágóhídi komposztal több mint háromszor annyi nehezebben bomló, nagy  $\text{CaCO}_3$ -tartalmú, de nitrogénben szegényebb szerves anyag került a talajba. A nyers és a tiszta cukor maximális hozama a legnagyobb (200 t/ha) adaghoz kötődött. A vágóhídi komposzt lassú hatású N-forrásnak minősülhet.
- A második évben termett tavaszi árpa termését a szerves trágyázás utóhatása nem módosította, a kedvezőtlen csapadékviszonyok miatt. A vegetatív időszakban szárazság, érés idején esős periódus uralkodott.
- A növekvő városi szennyvíziszap-terheléssel emelkedett a talaj szántott rétegének  $\text{cc.HNO}_3 + \text{cc.H}_2\text{O}_2$  oldható „összes” P, S, Cu készlete. Az ATEV-komposzt a Ca, P, S, Na, Sr tartalmak akkumulációjához vezetett.
- Az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA-oldható elemek koncentrációi látványosabban módosultak a feltalajban. Mindkét szerves trágya igazolhatóan növelte a K, P, Fe, S és Zn elemek mennyiségét a szántott rétegben. A talaj Mo-tartalma az iszaptrágyázással megkétszereződött, míg a komposzttrágyázással mintegy a felére csökkent a trágyázatlan kontrollhoz képest. A komposzttrágyával bevitt nagymennyiségű szerves anyag (52 t/ha) hatására visszaesett a Mn, Al, Pb, Ni, Co és Cd elemek oldható tartalma is.
- Az iszaptrágyák növelték a talaj „összes” só, szerves-C, illetve humusz %-át, valamint az  $\text{NH}_4$ -N és  $\text{NO}_3$ -N mennyiségét az 1. évben, a cukorrépa betakarítását követően. Az összes-N %-át a nagyobb ATEV-komposzt adagja emelte.

## Gyümölcsle gyártási hulladék komposzt (RAUCH) vizsgálata

### 1. Anyag és módszer, a kísérletek körülményei

A termőhely a Duna-Tisza közti homokhátság északi részén, a Gödöllői dombvidék pereméhez közel helyezkedik el. A kísérleti terület a homoktalajokhoz hasonlóan rossz vízgazdálkodású, aszályérzékeny és heterogén. A talajvíz tükre 10 m mélyen található, a talajképződési folyamatokat, illetve a trágyahatásokat nem befolyásolja. A feltalaj is erősen meszes, humuszban szegény, az AL-oldható P-tartalma alapján közepesen, míg K-készlete alapján igen gyengén ellátott. A T értéke 6-8 mg/100 g, agyagtartalma 4-5%, kötöttsége  $K_A=25$ . A  $\text{CaCO}_3$  8-9% (3,2-3,6% Ca), melynek mintegy 60%-át AL-oldható formában lehet kimutatni a 161. táblázatban közölt adatok szerint.

161.táblázat. A kísérlet talajának alapvizsgálati jellemzői a 0-20 és 20-40 cm rétegben\*

Mintavétel mélysége, cm	pH		$\text{CaCO}_3$ %	Humusz %	AL-Ca %	AL- $\text{P}_2\text{O}_5$	AL- $\text{K}_2\text{O}$
	H <sub>2</sub> O	KCl				mg/kg	
0-20	7,8	7,4	7,8	0,8	2,0	123	66
20-40	7,9	7,5	9,3	0,6	2,2	97	52

\*Kötöttség  $K_A$  25, agyagtartalom 4-5%, kation adszorpció (T érték) 6-8 mg/100 g

A kísérletet 5 kezeléssel és 4 ismétlésben, azaz 20 parcellában állítottuk be. A parcellák  $5 \times 8 = 40 \text{ m}^2$  területet jelentettek véletlen blokk elrendezésben. A kezelések 0, 15, 30, 60 és 120 t/ha komposzt sz. a.-nak feleltek meg. A 60% nedvességtartalmú komposztot 2000. március 10-én szórtuk ki kézzel az egyes parcellákra és még azon a napon leszántottuk. A csemegekukorica vetésére május 29-én került sor  $70 \times 20 \text{ cm}$  kötésben kézi vetőpuskával. A rövid tenyészidejű Spirit fajtájú kukorica vetése 2001 és 2002 években április közepe táján, a kézi törés augusztus végén történt. Nettó területként a parcellák belső 4-4 sora szolgált.

A homok termőhelyek nem igazán alkalmasak a kukorica termesztésére. A 2004. évben Disco fajtájú tritikálet termesztettünk 3-5 cm mélyre vetve 240 kg/ha vetőmag-normával. A vetés 2003. szeptember végén, a betakarítás 2004. július 20-án történt. A kukorica kísérletben betakarításkor parcellánként 20-20 tövet vettünk mintakévéként analízis céljából 2000-ben és 2001-ben. A 2001. évben ezen túlmenően a virágzás kezdetén 20-20 cső alatti levelet is begyűjtöttünk elemzésre. A tritikakísérletben 8-8 fm=1-1  $\text{m}^2$  föld feletti anyag szolgált a szem és a szalma elemzésére parcellánként.

A növénymintákat 40-50 °C-on történt szárítást követően finomra őröltük, majd cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  roncsolás után meghatároztuk elemtartalmukat ICP technikát alkalmazva. A N mérése cc.  $\text{H}_2\text{SO}_4$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárást követően történt az ISO 11261 (1995) szabvány szerint a módosított Kjeldahl (1891) módszerrel. A talajok alapvizsgálati jellemzőit Baranyai et al. (1987), illetve MÉM NAK (1978) által ismertetett eljárásokkal vizsgáltuk. Az ammóniumlaktát + ecetsav oldható PK tartalmakat Egnér et al. (1960), a humuszt Tyurin (1937) által ajánlottak szerint határoztuk meg. Az első év végén, a kukorica betakarítását követően parcellánként átlagmintákat vettünk 20-20 lefűrés anyagát egyesítve a szántott rétegből. A mintákban vizsgáltuk a humusz és az összes N mennyiségét, valamint az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA oldható elemtartalmakat Lakanen és Erviö (1971) által ajánlott módszerrel.

Ami a csapadékviszonyokat illeti, az alábbiakra utalunk. A kukorica 5 hónapos tenyészideje alatt 2000-ben összesen 150 mm eső hullott. Aszályos volt a május 15 mm, a június 7 mm és az augusztus 8 mm hozammal. 2001-ben ezzel ellentétben szokatlanul csapadékos volt az április 170 mm, a május 115 mm és a július 117 mm vízhozammal. A 2002. év közel átlagosan csapadékszegény volt, míg az extrém aszály miatt 2003-ban a kukorica teljesen elszáradt és kipusztult már júniusban. Az 5. növényként vetett tritikále 9 hónapos tenyészideje alatt, 2003 októbere és 2004 júniusa között, összesen 428 mm csapadékot kapott többé-kevésbé egyenletes eloszlásban (162. táblázat).

162. táblázat. A kukorica tenyészideje alatt hullott havi csapadékösszegek, 2000-2004 (mm)

Évek	Április	Május	Június	Július	Augusztus	Összesen
2000.	49	15	7	71	8	150
2001.	170	115	48	117	19	469
2002.	30	46	41	52	98	267
2003.	12	32	8	57	13	122
2004.	39	42	68	35	67	251

## 2. Kísérleti eredmények

A RAUCH komposzt az alábbi jellemzőkkel rendelkezett: pH 6,1; izzítási veszteség 40-45%; C/N arány 18-23;  $\text{NH}_4\text{-N}$  385 mg/kg;  $\text{NO}_3\text{-N}$  74 mg/kg; humuszminőség  $Q=0,268$ ,  $\text{AL-K}_2\text{O}$  0,20%;  $\text{AL-P}_2\text{O}_5$  0,07% a szárazanyagban. Hargítai (1988) szerint a 0,5%-os NaOH oldatban főként az átalakuló nyers szervesanyagok oldódnak viszont a jó minőségű nagymolekulájú Ca-hoz kötött szervesanyagot módszere szerint az 1%-os NaF oldat extrahálja. A NaF/NaOH extrakciók aránya adja a Q humuszstabilitási számot, utalhat a humuszminőségre. A RAUCH komposzt tehát nyers, még nem humifikált szervesanyagból áll. Az össz-N tartalmát tekintve szegény, kicsi a  $\text{NO}_3\text{-N}$ , illetve nagy az  $\text{NH}_4\text{-N}$  készlete. A C/N aránya viszonylag tág, lassú hatású N-trágyának minősülhet a kiszórását követő években (163. táblázat).

A komposzt összes K-tartalma 0,36%-ot tett ki, a P-tartalom 0,22%-nak adódott. A K-készletnek mintegy 50%-a, míg az összes P-tartalomnak 14%-a ammóniumlaktátcetsav (AL) módszerrel kioldható volt. Amint a 163. táblázat adataiból látható, a RAUCH komposzt nem tartalmaz káros mennyiségben nehézfémeket, így termőföldön szerves trágyaként felhasználható a 40/2008. (II. 26.) kormányrendeletben engedélyezett szennyezettségi ha-értékek alapján. Sőt, még a 120 t/ha sz. a. komposzt maximális adagja sem okozott olyan talajterhelést, mely a rendeletben kijuttatható kg/ha/év mennyiségeket meghaladta volna. A hivatkozott rendelet 5. sz. melléklete szerint ugyanis termőföldön az elemterhelés határértéke az alábbi lehet, ha/év: Cr(III), Pb és Cu 10 kg; Ni 2 kg; Se 1 kg; As és Co 0,5 kg; Mo 0,2 kg; Cd 0,15 kg; Hg 0,1 kg.

A N-terhelés maximuma számításaink alapján az 1560 kg/ha-t is elérte, de ez nem érinti a 49/2001. (IV.3.) korm. rendeletben előírt mennyiségi korlátozást. Utóbbi szerint „Mezőgazdasági területre éves szinten szerves trágyával kijuttatott nitrogén mennyisége nem haladhatja meg a 170 kg/ha értéket, beleértve a legeltetés során az állatok által kijuttatott, továbbá a szennyvizekkel és szennyvíziszapokkal kijuttatott mennyiséget is.” A rendelet ugyanis a szerves trágya fogalmát az alábbiakban rögzíti: „Az állatállomány által ürített trágya, illetve a trágya és az alom keveréke, feldolgozott formában is, idetartozik különösen a hígtrágya, az istállótrágya.”

**163.táblázat.** Gyümölcslegyártási hulladék komposzt (RAUCH) átlagos összetétele és az általa okozott talajterhelés

Elem jele	Mértékegység	Komposzt sz.a.-ban	Komposzt trágyázás sz.a. t/ha 2000-ben				
			0	15	30	60	120
Elemterhelés kg/ha							
N	%	1,30	0	195	390	780	1560
Ca	%	1,20	0	180	360	720	1440
Fe	%	0,50	0	75	150	300	600
Al	%	0,39	0	58	117	234	468
K	%	0,36	0	54	108	216	432
Mg	%	0,28	0	42	84	168	336
P	%	0,22	0	33	66	132	264
Elemterhelés g/ha							
Mn	mg/kg	140	0	2,10	4,20	8,40	16,80
Cr	mg/kg	50	0	0,75	1,50	3,00	6,00
Na	mg/kg	40	0	0,60	1,20	2,40	4,80
Ba	mg/kg	28	0	0,42	0,84	1,68	3,36
Zn	mg/kg	28	0	0,42	0,84	1,68	3,36
Sr	mg/kg	23	0	0,34	0,69	1,38	2,76
Cu	mg/kg	13	0	0,20	0,39	0,78	1,56
Ni	mg/kg	13	0	0,20	0,39	0,78	1,56
B	mg/kg	11	0	0,16	0,33	0,66	1,32
Elemterhelés g/ha							
Pb	mg/kg	4,5	0	68	135	270	540
Co	mg/kg	3,6	0	54	108	216	432
As	mg/kg	1,3	0	20	39	78	156
Mo	mg/kg	0,6	0	9	18	36	72
Cd	mg/kg	0,1	0	1,5	3	6	12
Se	mg/kg	0,08	0	1,2	2,4	4,8	9,6

A pH 6,2; izzítási veszteség 41%; C/N arány 32; AL-K<sub>2</sub>O 0,20%; AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 0,07%; NH<sub>4</sub>-N 385 mg/kg; NO<sub>3</sub>-N 74 mg/kg; humuszminőség Q = 0,268; sz.a. 60%

Említésre méltó viszont az 1440 kg/ha-t elérő Ca-terhelés, mely 3,6 t/ha CaCO<sub>3</sub> egyenértéket képviselhet, tehát egy közepes meszeztést jelenthetne savanyú talajon. A maximális PK-terhelés, a becsült oldhatóságát is figyelembe véve, több év mérsékelt gabonatermés PK-igényét kielégíthetné. A mikroelemek általi terhelés elhanyagolhatónak tűnik a Fe, Al, Mn kivételével. Utóbbiak azonban jellegzetes talajalkotók, így a talaj összes készletéhez viszonyítva elenyésző mennyiséget tehetnek csak ki (163. táblázat).

A komposzttrágya igazolhatóan nem módosította a kukorica kicsi termését a kísérlet első 3 évében. A szemtermések az évek átlagában 1,3-2,4 t/ha, a szártermések 1,2-2,7 t/ha, az összes földfeletti biomassza hozama 2,8-5,5 t/ha között ingadozott ezen a kukorica számára nem kedvező termőhelyen. A 4. évben 2003-ban értékelhető kukoricatermést nem kaptunk. A kísérlet 5. évében a tritikále szem és szalma termése igazolhatóan közel kétszeresére emelkedett a maximális komposzttrágya adagjával. A további években a tritikále monokultúra azonban már trágyahatásokat nem mutatott (164. táblázat).

164.táblázat. Gyümölcslégyártási hulladék komposzt (RAUCH) hatása a kísérleti növények arataskori légszáraz termésére, t/ha

Növényi rész	Komposzt trágyázás sz.a. t/ha 2000-ben						Átlag
	0	15	30	60	120	SzD <sub>5%</sub>	
Csemege kukorica (Spirit) 2000-ben							
Szem	1,9	2,0	2,2	2,2	2,5	0,6	2,2
Szár	2,3	2,4	2,8	2,8	3,0	0,9	2,7
Összes*	4,8	5,1	5,7	5,7	6,2	1,5	5,5
Csemege kukorica (Spirit) 2001-ben							
Szem	2,4	2,4	2,3	2,3	2,6	0,5	2,4
Szár	1,8	1,8	1,9	1,9	2,2	0,5	1,9
Összes*	4,7	4,7	4,7	4,6	5,2	1,0	4,8
Csemege kukorica (Spirit) 2002-ben							
Szem	1,2	1,3	1,2	1,4	1,4	0,4	1,3
Szár	1,1	1,1	1,2	1,4	1,3	0,3	1,2
Összes*	2,6	2,6	2,7	3,1	3,1	0,5	2,8
Tritikále (Disco) 2004-ben							
Szem	1,1	1,3	1,7	1,7	2,1	0,4	1,6
Szalma	1,6	2,0	2,4	2,4	3,0	0,5	2,3
Összes*	3,1	3,8	4,7	4,6	5,6	1,2	4,3

Megjegyzés: 2003-ban értékelhető kukoricatermést nem kaptunk. \*Összes a csutka, illetve pelyva termékkel együtt számolva.

A légszáraz kukorica szem- és szártermésének átlagos elemtartalmát a 165. táblázatban tanulmányozhatjuk. Az aszályos 2000. évben a töményedési effektus érvényesült, a kis termésben az ásványi elemek extrém módon feldúsultak. A szemben és a szárbán a N, P, Mg, S, Ca makroelemek mennyisége megközelítően kétszerese, ezzel szemben a mikroelemek mennyisége 2-3-szorosa a mészlepedékes csernozjom talajon termelt kukorica összetételéhez viszonyítva. Az említett csernozjom talajon 7 t/ha szem és 8 t/ha körüli szár termelt 1993-ban, egy szárazabb évjáratban (Kádár 2004).

A 2001. évben drasztikusan lecsökkent a legtöbb makro- és mikroelem mennyisége a növényi szövetekben 2000. évhez képest. A túl bő csapadékkal a talajbani oldható formák felhígultak, kilúgzódhattak, a talajoldat betöményedése és így a növényi extrém akkumuláció elmaradt. Legalábbis a szemtermésben, amikor az esős hónapokat követően augusztusban mindössze 19 mm csapadék hullott. A szártermés összetétele más képet mutat. Csak a N-tartalom jelzi egyértelműen a hígulást. A szártermés rendkívül kicsi, mindössze 1,9 t/ha volt átlagosan és mind a makro-, mind a mikroelem összetételét tekintve a 2000. évhez hasonlóan töményedési effektust jelez (165. táblázat).

A bemutatott adatokból az is látható, hogy a N, P és részben a Zn kivételével az ásványi elemek döntően a melléktermésben, a szárbán akkumulálódnak. Az As 0,6 mg/kg, Hg 0,5 mg/kg, Se 0,3 mg/kg és az Pb 0,2 mg/kg mérés határ alatt maradt mind a szemben, mind a szárbán. Megemlítjük, hogy a fajlagos, azaz 1 t szem + hozzá tartozó szár melléktermés elemtartalmának becslésétől eltekintettünk. Szaktanácsadási szempontból félrevezető lehet a tápelem igény számítás a hasonló viszonyok között, mert túlbecslést eredményezhet. Száraz évben a műtrágyák egyébként sem hasznosulhatnak, utóhatásukkal viszont számolhatunk a következő növény trágyaigényének megítélésénél.



**165. táblázat.** A légszáraz kukorica szem, szár és a virágzáskori csóalatti levél átlagos elem tartalma 2000-ben és 2001-ben

Elem jele	Mértékegység	Szemtermés		Szártermés		Levél 2001-ben
		2000-ben	2001-ben	2000-ben	2001-ben	
N	%	2,78	1,94	1,77	1,20	1,62
K	%	1,09	0,60	1,40	1,59	1,09
P	%	0,71	0,38	0,25	0,38	0,30
Mg	%	0,25	0,15	0,42	0,40	0,87
S	%	0,21	0,15	0,19	0,20	0,25
Ca	%	0,02	0,01	1,07	0,95	2,18
Fe	mg/kg	57	27	*	*	*
Zn	mg/kg	51	28	22	28	11
Mn	mg/kg	19	9	136	111	160
Na	mg/kg	8	8	18	29	36
Cu	mg/kg	4	2	8	6	9
Al	mg/kg	7	2	*	*	*
B	mg/kg	4	2	10	12	11
Sr	mg/kg	0,9	0,4	33	30	62
Mo	mg/kg	0,4	0,3	0,3	1,3	2,3
Ba	mg/kg	0,2	<0,1	9,7	7,6	8,0
Cr	mg/kg	0,2	0,2	2,0	1,4	1,7
Ni	mg/kg	0,2	0,6	1,8	1,5	1,4
Co	mg/kg	0,04	0,01	0,68	0,42	0,60
Cd	mg/kg	0,01	0,01	0,10	0,08	0,10

Megjegyzés: As 0,06; Hg 0,5 ; Se 0,3; Pb 0,2 mg/kg méréshatár alatt

Amennyiben a 2001-ben vett virágzáskori csóalatti levél és a szár átlagos összetételét vetjük össze megállapítható, hogy a fiatal levél gazdagabb N, Mg, S, Ca, Sr, Fe, Mn, Al, Mo elemekben. Kiugróan minősülhet a levél Ca és Sr akkumulációja. Szegényebbnek bizonyult ugyanakkor K, P, Zn, Cu elemeket tekintve. *Bergmann (1992)* szerint a virágzáskori csóalatti levél a növény optimális tápláltsági állapotát tükrözheti, ha a N 2,8-3,5%, K 2,0-3,5%, Ca 0,25-1,00%, P 0,25-0,50%, Mg 0,20-0,50%, Mn 35-100 mg/kg, Zn 25-70 mg/kg, B 6-15 mg/kg, Cu 6-12 mg/kg, Mo 0,15-0,50 mg/kg a szárazanyagban. Diagnosztikai szempontból vizsgálva tehát arra a következtetésre juthatunk, hogy a virágzás kezdetén a kukorica a N, K és Zn elemek hiányát, valamint a Ca, Mg, Mn, Mo elemek erőteljes túlsúlyát jelezte (165. táblázat).

A komposzt terhelés módosította néhány elem összetételét a kukorica légszáraz szerveiben. Mindkét vizsgált évben mérsékelte a szem Ca és Sr, valamint növelte igazolhatóan a Mo és 2001-ben a Zn tartalmát is. A szártermésben mindkét évben látványosan emelkedett a K és Mo mennyisége, 2001-ben a P és a Zn dúsulása is bizonyítható volt. Mindkét évben visszaesett a Mg és a Sr beépülése a komposzttrágyázással. A virágzáskori csóalatti levél szintén jelezte a Mg és a Sr felvételének gátlását, illetve a K, P, Zn és a B elemek fokozott akkumulációját. Összességében megállapítható, hogy a komposzttrágyázással a kukorica szerveinek összetétele kedvező irányban módosult (166. táblázat).

Annak ellenére, hogy a maximális Ca-terhelés elérte az 1440 kg/ha mennyiséget ezen a sülevényes karbonátos termőhelyen, a komposzttrágya óriási szervesanyag készletével ellensúlyozni tudta a Ca-túlsúly kedvezőtlen hatását. Sajnos az aszályos évek negatív hatását azonban nem, a kukorica nem jelezte a kedvezőbb vízgazdálkodás

tényét. További vizsgálatok szükségesek annak megállapítására, hogy a talajba vitt mintegy 48 t/ha szervesanyag mennyiben mutatható ki talajvizsgálatokkal, illetve mekkora részaránya bomlott el az évek során. Elvileg ez a mennyiség a 3000 t/ha szántott réteg 1,5%-át képviselheti.

**166. táblázat. RAUCH komposzt hatása a légszáraz kukorica elemtartalmára**

Elem jele	Mértékegység	Komposzt trágyázás sz. a. t/ha 2000-ben						Átlag
		0	15	30	60	120	SzD <sub>5%</sub>	
Szem 2000-ben								
Ca	mg/kg	283	248	235	238	213	54	243
Sr	mg/kg	1,34	0,88	0,81	0,85	0,72	0,45	0,92
Mo	mg/kg	0,31	0,35	0,39	0,43	0,39	0,08	0,37
Szem 2001-ben								
Ca	mg/kg	143	113	115	95	108	28	115
Zn	mg/kg	25	26	26	28	34	5	28
Sr	mg/kg	0,51	0,37	0,39	0,32	0,35	0,13	0,39
Mo	mg/kg	0,27	0,30	0,32	0,39	0,44	0,09	0,34
Szár 2000-ben								
K	%	0,84	1,20	1,39	1,57	1,97	0,35	1,40
Mg	%	0,49	0,42	0,40	0,40	0,37	0,05	0,42
Sr	mg/kg	39	32	32	32	31	10	33
Zn	mg/kg	26	25	20	20	19	7	22
Cu	mg/kg	9,21	8,17	8,42	8,81	7,68	1,30	8,46
Mo	mg/kg	0,22	0,29	0,33	0,37	0,33	0,05	0,34
Szár 2001-ben								
K	%	1,16	1,64	1,44	1,69	2,02	0,41	1,59
Mg	%	0,48	0,40	0,39	0,38	0,37	0,11	0,40
P	%	0,30	0,35	0,34	0,41	0,50	0,10	0,38
Sr	mg/kg	38	28	28	28	25	12	30
Zn	mg/kg	20	24	26	30	38	7	28
Mo	mg/kg	0,84	1,00	1,03	1,58	2,07	0,52	1,30
Cső alatti levél virágzás elején 2001-ben								
Mg	%	1,03	0,90	0,85	0,79	0,78	0,17	0,87
K	%	0,62	0,89	1,09	1,27	1,60	0,46	1,09
P	%	0,21	0,23	0,28	0,34	0,46	0,10	0,30
Sr	mg/kg	71	64	64	58	55	24	62
Zn	mg/kg	9	9	8	12	15	6	11
B	mg/kg	8	10	11	11	13	3	11
Mo	mg/kg	1,21	1,72	2,14	2,62	3,64	0,66	2,27

A 167. táblázatban közölt eredmények szerint a kontroll talaj 0,90 % körüli humusztartalma 1,42%-ra emelkedett a maximális 120 t/ha szárazanyagterhelés nyomán. Az izzítási veszteséget alapul véve 40-50 t/ha szervesanyag bevitele történt, tehát a komposzttal talajba juttatott szervesanyag mintegy 30-40%-át találtuk a szántott rétegben 8 hónap után. A humusszal párhuzamosan a talaj össz-N készlete is igazolhatóan mintegy 50%-kal nőtt. Elméletileg az 1560 kg/ha N-bevitel 520 mg/kg növekményt indukálhat a 3 millió kg/ha szántott réteg talajában. A 300 mg/kg kontrollhoz viszonyított többlet össz-N akkumuláció arra utal, hogy a bevitt N nagyobb része még a szántott rétegben maradt szerves formában.

167. táblázat. RAUCH komposzt hatása a talaj szántott rétegének összetételére 8 hónap után 2000. november 6-án

Vizsgált jellemző	Mértékegység	Komposzt trágyázás sz. a. t/ha 2000-ben						
		0	15	30	60	120	SzD <sub>5%</sub>	Átlag
Humusz	%	0,90	0,92	0,98	1,15	1,42	0,29	1,08
Össz-N	mg/kg	600	640	640	790	900	180	710
NH <sub>4</sub> -acetát+EDTA oldható								
Ca	%	1,75	1,48	1,48	1,70	1,24	0,79	1,53
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/kg	104	100	110	132	179	56	125
K <sub>2</sub> O	mg/kg	50	61	66	84	152	53	83
B	mg/kg	0,4	0,4	0,4	0,5	0,6	0,1	0,5

Bár a komposzttal becsléseink szerint közel 500 mg/kg Ca is beszántásra került, ez a mennyiség azonban elenyésző a heterogén homoktalaj Ca-tartalmához viszonyítva. A talaj NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható Ca-készlete 15300 mg/kg-nak adódott átlagosan, a kísérleti hiba 7900 mg/kg volt. Az sem ismert valójában, hogy a komposzt Ca-készletének mennyi lehetett az NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható részaránya. Hasonló mondható el a Mg talajbani kimutathatóságát illetően, valamint a Fe és Al elemek tekintetében, melyek érdemi talajalkotók. A kezeléstől függetlenül a Mg 496, Mn 111, Sr 26, Na 12, Ba 9, Zn és a Cu 2, Pb és a Ni 1 mg/kg körüli átlagos koncentrációt ért el. A Co 0,7 mg/kg, míg az As, Cd, Mo, Se oldható tartalma 0,1 mg/kg kimutatási határ alatt maradt (167. táblázat).

A talaj oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalma maximálisan 75 mg/kg, míg a K<sub>2</sub>O-tartalom 102 mg/kg mennyiséggel nőtt meg és ezzel a talaj P-és K-ellátottsága a kielégítő tartományba kerülhetett a korábbi határérték-vizsgálataink szerint (Kádár 1992, 2006, Csathó 1997). A bemutatott adatok arra utalnak, hogy a komposzttal a talajba vitt P és K mintegy 70%-a NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható formában maradt a bevitel helyén, míg a B 10-20%-a volt azonosítható (167. táblázat).

#### Összefoglalás

- A RAUCH komposzt káros mennyiségben nem tartalmazott nehézfémeket és még a 120 t/ha sz. a. maximális terhelés sem jelentett határérték túllépést.
- A kukorica termése kicsi maradt ezen a növény számára nem kedvező termőhelyen 1,3-2,4 t/ha szem, illetve 1,2-2,7 t/ha szár hozamokkal. A trágyázás sem a szem, sem a szár termését nem befolyásolta igazolhatóan, limitáló tényezőnek a vízhiány bizonyult. A kísérlet 5. évében termett tritikále szemtermését 1,1-ről 2,1 t/ha-ra növelte igazolhatóan, de a későbbi években terméstöbbletek már nem jelentkeztek.
- A kis termésekben a makro- és mikroelemek gyakran dúsultak, esetenként a töményedési effektus nyomán a szokásos normál összetétel 2-3-szorosára. A komposzt-terheléssel mérséklődött általában a Ca, Mg, Sr elemek mennyisége a növényi szövetekben, viszont javult a K, P, Zn illetve részben a Mo és B beépülése.
- Még az extrém nagy 120 t/ha egyszeri komposzt adag sem okozott depressziót, sőt az 5. évben terméstöbbleteket eredményezett. A komposzttrágyázással a növényi összetétel kedvezőbbé vált. Az első évben végzett talajvizsgálatok adatai szerint a 8 hónap után komposzttal talajba vitt 48 t/ha szervesanyag 30-40%-át, az összes N 50-60%-át, míg a P és K mintegy 70%-át NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA oldható formában találtuk. A maximális komposzt adaggal a feltalaj PK-ellátottsága a kielégítő tartományba kerülhetett korábbi határérték-vizsgálataink szerint.

## A talajszennyezettség megítéléséről és a talajterhelésről

A „felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról” szóló 33/2000. (III. 17.) Korm. rend. végrehajtásával kapcsolatosan kiadott 10/2000. (VI. 2.) KÖM–EüM–FVM–KHVM együttes miniszteri rendelet tartalmazza többek között a földtani közeg, így az annak részét képező talajok szennyezettségének környezetvédelmi minősítését szolgáló határértérendszer. A talajok szennyezettségével kapcsolatos határértérendszer – melynek kidolgozásában az MTA TAKI munkatársai is részt vettek – magában foglalja az egyes kockázatos anyagokra vonatkozó háttér-koncentrációkat, a szennyezettségi és az intézkedési határértékeket.

A szennyezettségi határértérendszer gyakorlati alkalmazhatóságát nagyban korlátozza, hogy nincs tekintettel a talajok eltérő fizikai, kémiai, fiziko-kémiai tulajdonságaira, melyek meghatározzák a szennyező anyagok mobilitását, szorpciós viszonyait, a szerves szennyeződések átalakulását, lebomlását, végső soron azok környezeti és egészségügyi kockázatát. A talajtulajdonságok figyelembevételével történő határértékszerek megalkotására és alkalmazására voltak több-kevesebb sikerrel járó próbálkozások világszerte, azonban ezek csak korlátozottan alkalmazhatók hazánkban, tekintettel az eltérő klimatikus viszonyokra és az azokból következő eltérő talajtulajdonságokra.

Az összes károsanyag-tartalomra adott koncentrációk részben a hazai háttérterhelésre (A-érték), részben pedig a holland és német tapasztalatokra (B, C-értékek) épültek a KTM Talajvédelmi Szakértői Bizottsága javaslata alapján. Az azonban nincs kellően tisztázva, hogy milyen elveken nyugszanak a terhelési határértékek, illetve az így meghatározott határkoncentrációk ugyanazok-e Magyarországon, mint pl. Hollandiában. Más oldalról nem tisztázott az sem, hogy a fontos talajtulajdonságok szerepét hogyan vegyük figyelembe. A szennyezés környezeti veszélyességét annak koncentrációján túl az adott talaj összetétele is befolyásolja. A veszély megítéléséhez egyetlen paraméter, az adott szennyező anyag talajbani mennyisége, nem elegendő.

A bevezetett nehézfém-terhelési irányszámok és szabványok tájékoztató jellegűek, nem kellően megalapozottak. A hazai kutatás még nem tudott választ adni a legfontosabb kérdésekre, ilyen átfogó kutatások nem folytak hazánkban. Sajnos az érdemi komplex vizsgálatok jórészt nemzetközi szinten is hiányoznak, így nem szolgálhatnak útmutatással a jelenségek általános megértéséhez. Az Európai Unió (EU) által javasolt irányszámokat és terhelési határértékeket folyamatosan revideálják az újabb kutatások tükrében. Legfőbb hiányosságuk, hogy a toxikológiai jellemzők egzakt szabadföldi tartamkísérletekben nem, vagy nem kellően alátámasztottak (Kádár, 1998).

Amilyen mértékben gyarapodnak ismereteink és tapasztalataink idővel, olyan mértékben lesznek pontosíthatók azok a gazdálkodási és szaktanácsadási előírások, szabványok és irányelvek stb., amelyek a nemzetgazdaság egészének jövőjét megalapozzák. Általánosan elfogadott, pl. a nemzetközi irodalomban, hogy a beavatkozások, szaktanácsadás hatékonyságát (prognosztikai erejét, találati pontosságát) az adott ország vagy régió háttérkutatásának mélysége és részletessége szabja meg. A szaktanács nem vihető át, a határértékeket minden országban kalibrálni kell szabadföldi kísérletekben a helyi (talaj, éghajlat, gazdálkodás, növényfaj stb.) viszonyok függvényében az egyes elemekre és talajvizsgálati módszerekre. Ipari technológiák többé-kevésbé felépíthetők és működtethetők egy fejlődő országban, a kutatások és a szaktanácsadás alapelvei, ill.

kémiai módszerei is átvehetők, a határértékek kalibrálása és az összefüggések megállapítása azonban nemzeti kutatásokat igényel. Ez a legfőbb oka (a saját háttérkutatás hiánya), hogy bukásra ítéltetnek a fejlett országokban bevált eljárások a fejlődő világban.

Összességében tehát olyan terhelési, toxicitási határkoncentrációk megállapítására van szükség (külön a levegőre, talajra, vízre, növényre, állatra és emberre), melyek biztonsággal orientálják a gazdálkodást, szaktanácsadást, valamint szolgálják a környezet védelmét, az ezzel kapcsolatos hatósági tevékenységet. A tápláléklánc vizsgálatában a természetes körülmények között végzett szabadföldi kísérletek alapvetőek. A kísérletek tervezése, beállítása és végrehajtása nagy körülmétekintést igényel, hiszen kutatásuk csak tartamjelleggel képzelhető el, 1–2 éves munka nem elegendő.

### 1. Talajszennyezettség minősítése a talajvizsgálatok alapján

A szennyezett talajok minősítésére elterjedt a hármas: *A*, *B*, *C* minősítési rendszer, mely kiegészül a mindenkori hasznosítási/érzékenységi kritériumokkal. Hangsúlyozni kell, hogy a határértékek nem alkalmazhatók sablonosan a helyi viszonyok ismerete nélkül. Minden esetben egyedi értékelést kell végezni, mert ezek a kritériumok csak általános iránymutatóul szolgálhatnak. A hármas minősítés abból kiindulva keletkezett, hogy a védendő objektumok eltérő tűrési és toxicitási megítélést kívánnak.

*A* – a szennyezetlen talajt, annak felső határát, a megőrzendő minőséget jelenti. A talaj minden funkciója ép (multifunkcionalitás). Referencia- vagy háttérszintet is jelöl, amennyiben a talajok átlagos összetételének felel meg az országban és függ a termőhelytől, lokálisan alacsonyabb vagy geológiai okokból magasabb is lehet. Szigorúan véve tehát az *A* minőség sem egy pont vagy érték, hanem inkább egy tartomány. A szennyezés növelésekor a multifunkcionalitás sérül, a korlátlan talajhasználat megszűnik. Az *A* feletti érték nem jelent automatikusan újabb vizsgálatokat a szennyezett területen. További vizsgálat akkor szükséges, ha fennáll az emberi egészség vagy a környezet veszélyeztetettsége. Lehetséges tehát, hogy az adott talajhasználat mellett még problémamentes a szituáció. Az *A* érték egyben kívánatos célállapot lehet a szennyezett talajok tisztításához. Hangsúlyozni szükséges, hogy a háttérszintet lokálisan is meg kell határozni, hiszen a helyi *A* értékhez viszonyítható a szennyezés mértéke.

*B* – minőség indikatív érték. A még elviselhető határterheléseket jelöli multifunkcionalitás nélkül. A talajhasználat már korlátozott. Egyben speciális célértéke is lehet a talajtisztításnak, a tervezett talajhasználatához igazodva. Ha a *B* értéket egy vagy több szennyező meghaladja, a veszélyt reálisnak tekintjük. További vizsgálat indokolt, míg a *B*-szint alatt a mérlegelés dönt. A *B*-szint felett sincs tehát automatikusan beavatkozás, talajtisztítás.

*C* - minőség a beavatkozási határt jelenti. Azonnal részletes vizsgálatokat kell végezni és tisztázni a beavatkozás mikéntjét. Gondoskodni kell a lehetséges szennyezési utak megszüntetéséről izoláció, talajtisztítás által, vagy veszélyes hulladékként való eltávolítással. A *C*-szint alatt a beavatkozás nem nyilvánul sürgősnek, végleges részletes analitikai térképezés később is elvégezhető. Itt is döntő a helyi megítélés és a tervezett jövőbeni hasznosítás.

Az *A* minőség azt jelentette, hogy a talaj normális összetételű, melyhez alkalmazkodott növény, állat, ember, éppúgy, mint a benne lévő mikroorganizmusok. A tolerálható *B* minőségnél feltételezzük, hogy a védendő objektumra nézve tartósan veszélytelen

(élettartamát, teljesítményét, minőségét nem csökkenti) jelenlegi tudásunk szerint. Lakott körzetekben követelmény, hogy a káros anyag koncentrációja annál kisebb legyen, minél valószínűbb az emberbe/gyermekbe kerülésének veszélye szájon át vagy belégzéssel. Takarmány- és élelmisznövények termesztésénél a növényi felvétel, ill. az ember és állat terhelése kerülendő el. A *B* érték termőhely-specifikus, alkalmazásánál a növényi felvehetőség, kilúgzás, pH, humusz, agyag mennyiségét is tekintetbe vesszük. Összességében tehát a helyi körülmények és a jövőbeni hasznosítás alapján döntünk.

Amennyiben nincsenek külön határértékek a védendő objektumokra, a talajhasználat szerint differenciálunk. Lakott területen prioritást az emberi egészség jelenti. Védendők azonban az élelmiszer- és takarmánynövények, növénytársulások, ökoszisztémák, talajvíz, valamint a talajfunkciók is. Utóbbiak az élet fenntartását szolgálják, mint a talajnak a szűrő, megkötő és lebontó képessége, mely biztosítja az anyagok természetes körforgalmát a víz és tápláléklánc tisztaságát megőrizve. A szennyezettebb *C* minőség arra utal, hogy minden védendő objektum veszélyeztetett, azaz mindenféle talajhasználati lehetőség megszűnhet. Olyan fito-/zoo-/öko-/humantoxikológiai határkoncentráció, mely felett az alábbi károsodások léphetnek fel:

- A növények termése vagy minősége gazdaságilag már elviselhetetlen mértékben csökken, a káros anyagok mennyisége túllépi a megengedettet a termésben.
- Az állati és emberi szervezetben egészségkárosodás/teljesítménycsökkenés áll elő. Az állati eredetű élelmiszerek szennyezettsége túllépi a megengedettet.
- Az ökoszisztémák, helyi növénytársulások összetétele megváltozik.
- A talajfunkciók és a talajélet károsodása nyomon követhető.

A környezetvédelem gyakorlatában fontosak az ún. *hasznosítási határértékek*, melyek változatos területeket fognak át. Ilyen pl. a víz minőségét előíró szabvány a használatától függően (ivóvíz, öntözővíz, használati vizek, gyógyvizek stb.). Ezek az előírások, szabványok tágabban már területhasználati érdekeket reprezentálnak, területi prioritásokat fogalmaznak meg. A felszín alatti vizeknél ilyen hasznosítási értékek nincsenek, viszont a  $C_1$ - $C_2$ - $C_3$  beavatkozási határkoncentrációk a hazai jogszabályban a területek érzékenységet hivatottak figyelembe venni.

Számos ország gyakorlatában a határértékek nem differenciáltak a talajhasználat függvényében, mert a kockázatelemzésre bízzák a beavatkozás szükségességének megítélését, a helyi viszonyok és a tervezett hasznosítás függvényében. Ezzel szemben a német gyakorlat részletesen differenciál. Erre például szolgálhatnak az *Eikmann és Klope (1991)* által javasolt határértékek, melyet a *168. táblázat* mutat be. Az ún. „Berlini Lista” határértékei a szennyezett talajok és talajvizek megítélését segítik a vízvédelmi prioritások szerint. Utóbbiak Berlin város és környéke vizsgálata, ill. tisztítása során szolgáltak iránymutatóul (*169. táblázat*).

Az általános határértékek segítik a hatóságot a gyors döntés meghozatalában, de gyakran nem differenciáltak a talajtulajdonságok szerint. Utóbbi, a helyi viszonyok ismerete teszi lehetővé az értelmes mérlegelést a szakember számára, melyre a kockázatelemzésnél kerül sor. Előfordulhat, hogy a kutatás nem tud ma választ adni számos kérdésre, ugyanakkor a környezeti kár elhárítása nem tűr halasztást. Ilyenkor a biztonság elsődlegessége érvényesítendő. Minden esetben a környezet állapotának javítása a cél, hosszabb távon az ivóvíznek megfelelő minőség és a multifunkcionális használatra alkalmas talaj. Új létesítmények, technológiák esetén a korlátlan talajhasználat megőrzésének elve alkalmazható, míg szennyezett területeken a célállapot elérését szolgáló beavatkozások ütemezhetők.

**168. táblázat.** Az Eikmann és Kloeke (1991) által javasolt határértékek a talajhasználat függvényében

Talajhasználat		As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
		mg/kg összes tartalom királyvízben oldva									
0. Multifunkció	A	20	1	1	50	50	0,5	40	100	1	150
1. Gyermekejátszó	B	20	1	2	50	50	0,5	40	200	5	300
	C	50	5	10	250	250	10	200	1000	20	2000
2. Házikert, telek	B	40	2	2	100	50	2	80	300	5	300
	C	80	5	5	350	200	20	200	1000	10	600
3. Sportpálya, játszóterek	B	35	1	2	150	100	0,5	100	200	5	300
	C	90	2	5	350	300	10	250	1000	20	2000
4. Park, üdülő-terület	B	40	5	4	150	200	5	100	500	10	1000
	C	80	15	15	600	600	15	250	2000	50	3000
5. Ipari terület	B	50	5	10	200	300	10	200	1000	15	1000
	C	150	20	20	800	1000	20	500	2000	70	3000
6. Ipari fedett terület	B	50	10	10	200	500	10	200	1000	15	1000
	C	200	20	20	800	2000	50	500	2000	70	3000
7. Mezőgazdasági terület	B	40	10	2	200	50	10	100	500	5	300
	C	50	20	5	500	200	50	200	1000	10	600
8. Nem mg-i ökoszisztéma	B	40	10	5	200	50	10	100	1000	5	300
	C	60	20	10	500	200	50	200	2000	10	600

**169. táblázat.** A „Berlini Lista” határértékei a szennyezett talajok és talajvizek megítélésére, 1991 (összes tartalom) (Beavatkozást igényelnek) (Visser, 1993)

Elem jele	Talajban, mg/kg				Talajvízben, µg/l			Talajban* mg/kg
	Ia	Ib	II	III	I	II	III	
As	10	7	20	40	40	60	80	5
Cd	2	1,5	10	20	5	10	15	1
Cr(VI)	5	5	25	50	20	30	40	2,5
Hg	0,5	0,5	1	10	1	2	3	0,25
Pb	100	100	500	600	40	60	150	50
Cr	150	100	400	800	50	100	200	75
Co	100	100	200	300	50	150	200	50
Cu	200	100	500	600	40	60	150	100
Ni	200	50	250	300	50	75	100	100
Zn	500	300	2000	3000	1000	1500	2000	250
Sn	100	100	300	1000	40	100	150	50

**Megjegyzés:** Ia: Vízvédelmi terület; Ib: Érzékeny talajhasznosítású terület; II: Ósfolyamvölgyek; III: Felföldi síkságok. \* Megtisztított talaj határértékei  
A tisztított szennyvízben: As 40, Cd 5, Cr(VI) 10, Hg 1, Pb 40, Cr 50, Co 25, Cu 20, Ni 50, Sn 20, Zn 500 µg/l.

Bemutatásra méltó a lengyel talajszennyezettségi osztályba sorolás, melyet néhány nehézfémre dolgoztak ki talajcsoportonként a hasznosítás függvényében. A *170. táblázatban* megadott „összes” tartalmak a tápláléklánc védelmét szolgálják, így ezek a maximálisan megengedett határkoncentrációk kiskerti talajokban a legalacsonyabbak. A talajok három csoportját különböztették meg, úgymint (a) savanyú és homokos; (b)

savanyú és közepesen kötött; (c) agyagos vagy szerves anyagban gazdag és semleges talajok. Talán hazai viszonyaink között indokolt lehetne a „d” talajcsoport bevezetése is (kötött és humuszban gazdag meszes termőhelyek).

**170. táblázat.** Talajszennyezettségi határértékek nehézfémekre Lengyelországban a mezőgazdasági hasznosítás függvényében (talajcsoportonkénti összes tartalom, mg/kg, 0–20 cm-es réteg) (*Kabata-Pendias & Adriano, 1995*)

Elem jele	Talaj-csoport	Talajszennyezettségi osztályok vagy határkoncentrációk				
		0	I	II	III	IV
Cd	a	0,3	1	2	3	5
	b	0,5	1,5	3	5	10
	c	1	3	5	10	20
Cu	a	15	30	50	80	300
	b	25	50	80	100	500
	c	40	70	100	150	750
Ni	a	10	30	50	100	400
	b	25	50	75	150	600
	c	50	75	100	300	1000
Pb	a	30	70	100	500	2500
	b	50	100	250	1000	5000
	c	70	200	500	2000	7000
Zn	a	50	100	300	700	3000
	b	70	200	500	1500	5000
	c	100	300	1000	3000	8000

*Talajcsoportok:* a: gyengén és közepesen kötött talajok (pH 5,5 alatt); b: kötött és erősen kötött talajok (pH 5,5 alatt); c: agyagos és szerves anyagban gazdag talajok (pH 5,5–6,5). *Szennyezettségi osztályok:* 0: szennyezetlen; I: enyhén szennyezett; II: közepesen szennyezett; III: jelentős szennyezés; IV: erős szennyezés (Felette extrém szennyezés)

A talajcsoportonként javasolt talajhasználat az alábbi az egyes szennyezettségi osztályokban Lengyelországban:

0. A szennyezetlen talajon bármilyen növény termeszthető (multifunkcionális).

I. Enyhén szennyezett talajokon szántóföldi növénytermesztés folytatható, kivételt képeznek a gyermektápszerül szolgáló zöldségfélék.

II. Mérsékelt szennyezett talajokon a gabonafélék, burgonya, cukorrépa és a takarmánynövények művelése megengedhető. A leveles és gyökér zöldségfélék termesztése tilos.

III. A közepesen szennyezett talajokon fennállhat bármely növény szennyeződésének kockázata. Szükséges a káros elemek felvételét csökkentő agrotechnika (trágyázás, meszezés stb.), valamint az élelmiszer- és takarmánynövények minőségének gyakori ellenőrzése növényanalízissel. Ipari növények és fűmagtermesztés javasolt.

IV. Erősen szennyezett talajokon az élelmiszer- és takarmánynövények termesztése nem megengedett, különösen, ha a termőhely savanyú és homokos. Javasolt az ipari növények elterjesztése alkohol, energia és ipari célú olaj nyérése céljából.

V. Mezőgazdasági hasznosításra alkalmatlanok Az extrém szennyezett talajok, a művelés alól kivonandók. Lehetőség szerint talajtisztítást kell végezni e területeken.



Bizonyos körülmények között, elsősorban meszes kötöttebb talajokon, ipari növények termesztethetők (lásd: IV. hasznosítása).

Lengyelországban az ipari szennyezés óriási méreteket öltött az elmúlt évtizedekben, így kiterjedtebb kutatások folytak. A legtöbb országban, így hazánkban is, a növényi fejlődésre károsnak tekintett mikroelemek maximálisan megengedett tartalmát egyetlen határkoncentrációval jellemzik a hasznosítás figyelembevétele nélkül. Gyakran a talajtulajdonságoktól is eltekintenek, ebből adódóan a legérzékenyebb szituáció védelmében a határértékek alacsonyabban kerültek megállapításra. Az egyes elemek, ill. országok tekintetében hasonlóak vagy összevethetők ugyan a megadott értékek (limitek), de lényeges eltérések is előfordulhatnak (171. táblázat).

**171. táblázat.** Mikroelemek maximálisan megengedett tartalma néhány országban  
(Összes tartalom a szántott rétegben, mg/kg) (Kabata-Pendias & Adriano, 1995)

Elem	Ausztria	Kanada	Lengyelország	Magyarország*	Anglia	Németország
Zn	300	400	300	300	150	300
Pb	100	200	100	100	50	500
Cu	100	100	100	100	50	50
Ni	100	100	100	50	30	100
Cr	100	75	100	100	50	200
As	50	25	30	10	20	40
Co	50	25	50	50	–	–
Mo	10	2	10	10	–	–
Be	10	–	10	10	–	10
Cd	5	8	3	2	1	2
Hg	5	0.3	5	1	2	10

*Megjegyzés:* Németországban erősen toxikusnak tekintett koncentrációk: Zn = 600, Pb = 1000, Cu = 200, Ni = 200, Cr = 500, As = 50, Be = 20, Cd = 5, Hg = 50 mg/kg. \* FM (1990)

Mivel az adatok az „összes” becsült tartalomra vonatkoznak és az analitikai módszerek is eltérhetnek országonként, a táblázatos értékek csak iránymutató jelleggel bírnak. Annál is inkább, mert a növények számára „felvehető” frakciók meghatározása jelenthetné az igazi előrelépést, melyek szorosabb kapcsolatban vannak a növényi reakciókkal és a felvétellel. A felvehető frakciók kalibrálásához ma még részben hiányoznak a különböző talajokon elvégzett növénykísérletek, ezzel a kutatás még adós.

## 2. Az Európai Unió vízvédelmi irányelveiről

Az EU a felszín alatti talajvizekre, ivóvízbázisokra szigorúbb szabályozást ír elő, mint a felszíni vizekre, amennyiben a határértéket elvileg 0-nak állapítja meg. Két jegyzéket dolgoztak ki a szennyező anyagokra. Az I. jegyzékben felsoroltaktól a vizeket mentesíteni kell, a II. jegyzék anyagai pedig csökkentendők. Az irányelv értelmezésében a „talajvíz: minden föld alatti víz a telítettségi zónában, amely a talajjal vagy az altalajjal érintkezésben van”, tehát minden talajvíz. Az irányelvek szerint a tagállamok megteszik a szükséges intézkedéseket azért, hogy az I. jegyzék anyagai ne jussanak a talajvízbe, ill. a II. jegyzék anyagai csak korlátozottan szennyezhessek a talajvizet, ill. a szennyezést elkerüljék.

Az I. jegyzék anyagai a toxikusság, hosszú élettartam és a szervezetben való feldúsulás kockázata miatt T<sub>1</sub> jelzésűek, erősen mérgezőek. Ide sorolandók a szerves halogének; a P és Sn szerves vegyületei; a vízzel rákkeltő, mutagén vagy embriót károsító (teratogén) anyagok; a Hg és Cd, valamint vegyületei; olajok, szénhidrogének, cianidok.

A II. jegyzék anyagai hasonló tulajdonságokkal bíró káros szennyezők, melyek azonban mai tudásunk szerint csekélyebb kockázatot jelentenek az emberre. Ide sorolandók az alábbi metalloidek, fémek és azok vegyületei: 1. Cink (Zn); 2. Réz (Cu); 3. Nikkel (Ni); 4. Króm (Cr); 5. Ólom (Pb); 6. Szelén (Se); 7. Arzén (As); 8. Antimon (Sb); 9. Molibdén (Mo); 10. Titán (Ti); 11. Ón (Sn); 12. Bárium (Ba); 13. Berillium (Be); 14. Bór (B); 15. Urán (U); 16. Vanádium (V); 17. Kobalt (Co); 19. Tellur (Te); 20. Ezüst (Ag). Továbbá az I. jegyzékbe nem tartozó biocidok; a víz ízét vagy illatát rontó anyagok; mérgező vagy hosszú életű szerves Si-vegyületek; elemi P és bizonyos szerves vegyületei; fluoridok, ammónia, nitrit.

A mezőgazdasági termelés során arra kell törekedni, hogy ne kerüljön több szennyező a talajba, mint amennyit a talaj (növény) hasznosít. Így a vízminőség megőrizhető, hisz a vízbe nem kerülhet semmi. A szennyvizek és -iszapok kihelyezésénél terhelhetőségi határértékeket javasolt a közösség, melyeket a 172. táblázatban mutatunk be. A bemutatott határértékek csak ajánlások, viszont a legtöbb európai ország (házánk is) gyakran szigorúbb irányelveket érvényesített a hatósági szabályozásában.

**172. táblázat.** Az Európai Unió (EU) és Magyarország (MO) által megadott maximális terhelhetőségi határértékek szennyvíziszap kihelyezésénél a mezőgazdaságilag hasznosított terület szántott rétegében (Összes tartalom, *Kabata-Pendias & Adriano, 1995; 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerint MO*)

Elem jele	Szennyezetlen talaj		Megengedett terhelés		Éves terhelés 10 éven át	
	mg/kg*		mg/kg**		kg/ha/év	
	EU	MO	EU	MO	EU	MO
Zn	80	100	300	200	15	30
Cr	50	30	600	75	40	10
Pb	50	25	250	100	15	10
Cu	20	30	135	75	7,5	10
Ni	25	25	75	40	3	2
As	10	10	20	15	0,7	0,5
Mo	1	3	4	7	0,2	0,2
Cd	0,5	0,5	3	1	0,15	0,15
Se	0,5	0,5	3	1		1
Hg	0,1	0,15	1	0,5	0,1	0,1

\*Átlagos értékek, \*\*Szennyvíziszap kihelyezés után

Az említett irányelvek nem vonatkoznak az egyedülálló lakóházak háztartási szennyvizeire, mely problémát ilyen oldalról nem is lehet kezelni. Gyakorlatilag ellenőrizhetetlenek a szennyvízszikkasztók és a szennyvízürítők. A talajt helyileg nagyobb terhelés érheti, így a vizek veszélyeztetettek. Az I. jegyzékben szereplő anyagokat tartalmazó szennyvizek kibocsátását meg kell tiltani. Bizonyos tevékenységek tehát akkor sem engedélyezhetők, ha a szennyvíz garantáltan zárt gyűjtését megoldják, de az ár-

talmatlanítására/kezelésére nincs mód. Szigorú alapelv, hogy a felszín alatti vízbe szennyvíz vagy használt víz közvetlen bevezetése nem engedélyezhető. Kivételt a termálvíz visszasajtolása jelent, amelyre más szabályozások vonatkoznak.

### 3. A holland listáról

Hollandiában a talaj jogi védelmét már 1962-ben kezdeményezték, amikor a népjóléti miniszter tudományos bizottságot hozott létre a talajvízminőség megőrzése érdekében. A bizottság rámutatott, hogy a talaj jogi védelme is indokolt, különösen amennyiben a talajvíz, mint kútvíz, ivóvízként szolgál. Az első talajvédelmi törvénytervezetet 1971-ben nyújtották be (*Soil Protection Draft-act*). Az ideiglenes talajtisztítási törvényt (*Soil Cleanup Interim Act*) azonban csak 1980-ban fogadták el. Az átfogóbb talajvédelmi törvényt (*Soil Protection Act*) 1987-ben, módosítva 1993-ban fogadták el.

Az 1980. évi ideiglenes talajtisztítási törvényhez kapcsolódóan a talajtisztítási irányelveket (*Soil Cleanup Guideline*) 1983-ban tették közzé. Az irányelvek A, B, C talajszennyezettségi határértékeket adott meg, melyek segítik a döntéshozatalt. A C-értékeket később módosították (új-C), ill. a B-értékeket eltörölték. Az A- és C-értékek, mint viszonyítási alapok szerepelnek, és standard talajra vonatkoznak 25% agyag (2 µm alatt) és 10% szervesanyag-tartalommal. Ha a koncentráció nem haladja meg az A-értéket, a terület tisztának tekinthető. Ha meghaladja az (A+C)/2 értéket, további vizsgálatra van szükség. A holland lista határértékeit a 173. táblázat, a talajok humusz- és agyagtartalmának elemenkénti számítási módját a 174. táblázat tünteti fel.

173. táblázat. Holland lista (határértékek) a szennyezett területek megítélésére (*Hinsenveld, 1991; Visser, 1993*)

Elem	Talajban, mg/kg				Talajvízben, µg/l			
	A	B	C	C(új)	A	B	C	C(új)
Hg	0,3	2	10	10	0,05	0,5	2	0,3
Cd	0,8	5	20	12	0,4	2,5	10	6
Mo	10	40	200	200	5	20	100	300
Sn	20	50	300	300	10	30	150	150
Co	20	50	300	240	20	50	200	100
As	29	30	50	55	10	30	100	60
Ni	35	100	500	210	15	50	200	75
Cu	36	100	500	190	15	50	200	75
Pb	85	150	600	530	15	50	200	75
Cr	100	250	800	380	1	50	200	30
Zn	140	500	3000	720	65	200	800	800
Ba	200	400	2000	625	50	100	500	625

Szennyezettségi határértékek: A: szennyezetlen; B: szennyezett (további vizsgálat szükséges),  $B(új) = [A+C(új)]/2$ ; C: szennyezett (talajcsere, tisztítás szükséges); C(új): módosítva 1992-ben

Az (A+C)/2 ideiglenes határérték, mely a korábbi B-értéket helyettesíti. Ezt fel fogja váltani egy statisztikai úton számított határérték, amely az A és B között helyezkedik majd el. A kutatások ebben az irányban folynak. A beavatkozást, a talajtisztítást előzetes területspecifikus vizsgálatokra alapozzák és a tervezett talajhasználathoz igazítják.

A talajnak meg kell őrizni funkcióit, ill. lehetőség szerint helyre kell állítani azokat. A helyi szennyező forrásokat a környezettől el kell szigetelni (isolation), ellenőrizni kell (control) és nyomon kell követni (monitoring).

**174. táblázat.** A talaj humusz- (H%) és agyag- (L%) tartalmának figyelembevétele a holland határértékek megállapításában

Elem jele	Standard talaj, mg/kg	A H% és az L% figyelembevétele	Talajvízben, µg/l
Hg	0,3	$0,2 + 0,0017 (2L+H)$	0,05
Cd	0,8	$0,4 + 0,007 (L+3H)$	1,5
Ni	35	$10 + L$	15
Cu	36	$15 + 0,6 (L+H)$	15
As	29	$15 + 0,4 (L+H)$	10
Pb	85	$50 + L+H$	15
Cr	100	$50 + 2L$	1
Zn	140	$50 + 1,5 (2É+H)$	150
F	500	$175 + 13L$	–

*Megjegyzés:* Standard talaj: H = 10, L = 25

#### 4. Ásványi szennyezők a talajban

A talaj heterogén keveréke különböző szerves és ásványi, ill. ásványi/szerves anyagoknak (humusz, agyagásványok, Fe-, Mn-, Al-oxidok, foszfátok, karbonátok stb.) és élőlényeknek. A talajba került szennyezők megkötődése változik a talaj összetétel, redoxpotenciál, pH szerint. A pH hatása az ásványi elemek mobilitására függ az elem kémiai jellegétől, humusz típusától. A fém-organikus komplexek pl. oldhatóak lehetnek a 6 feletti pH-értéken is. Anionoknál meszesedéskor nő a mobilitás, a kilúgzás, a víz-szennyezés veszélye. Tehát csak talajtani ismeretek birtokában lehet határértékeket megállapítani, ill. a szennyezett talajokat tisztítani (*Kádár, 1998*).

Ismert, hogy a Fe, Mn oxidjai vagy a karbonátok a fémeket kicsapják. A Cd, Zn főként a kolloidokhoz kötődik, kicserélhetőbb és vízdoldhatóbb állapotban maradhat, ellentétben a Cr és Pb elemekkel, amelyek a szilikátokhoz erősen kötődnek, ill. azokba beépülnek. A Cu és Mo részben kicserélhető, részben a szerves anyaghoz kötve fordulnak elő. Általánosságban a talaj negatívan töltött kolloidjai (szerves+ásványi) a kationokat egyértelműen megköthetik, míg az anionok és kelátok megnövelt oldhatóságot eredményezhetnek. Utóbbi esetben a 6,5 feletti pH nem jelent biztonsági határt. Bár a fémek, ill. káros elemek 95–99%-a nincs vízdoldható formában a talajban, e forma/frakció jelentősége ökológiai szempontból meghatározó, mert a növényi felvételt és a kilúgzást (összességében a tápláléklánc szennyeződését) döntően befolyásolja.

Káros elemek az alábbi formákban fordulhatnak elő a talajban (*Brummer, 1986; Verloo & Willaert, 1990*):

- Vízdoldható frakció a talajoldatban;
- Kicserélhető a kolloidokon adszorbeálva (ioncserével leválasztható);
- Szerves kötésben, oldhatatlan humuszvegyületekként;
- Fe- és Mn-oxidokhoz kötve, ill. azokba zárva;
- Karbonát, foszfát, szulfid stb. vegyületekként elkülöníthetően;
- Szilikátok vagy elsődleges ásványok szerkezeti elemként megkötve.

Vizsgálhatók az elemek a talaj–víz–növény–állat szűrőrendszer szemszögéből is: A talajokban viszonylag jól megkötődhet: Fe, Pb, Hg, Al, Ti, Cr(III), Ag, Au, Sn, Si, As és Zr. Ezen elemek kevésbé jutnak a növényi hajtásba, ill. a talajvizekbe. A növényben felhalmozódhat a Zn, Cd és Mn (savanyú közegben), ill. a B, Se és Mo (meszes közegben, meszes talajon). A növény szűrőként viselkedik, gyökerében visszatartja a Cu, Ni, (Co), Pb, Cr és Hg elemeket, ha azok kínálata túlzott. A gyökerek szerves- és aminosavakban dús sejtjében az említett elemeket kelátkötésben kicsapja, azok nem vándorolnak a hajtásba. Bizonyos elemek a növényre toxikusak, így nem jutnak az állatba vagy emberbe nagyobb koncentrációnál: Cu, Zn, Ni, Mn, As és B.

*Chaney (1982)* hangsúlyozza a talaj–növény szűrőrendszer fontosságát, mely védelmet nyújthat a talajbani oldhatóság hiánya; növénybeni (gyökérbeni) mobilitás, ill. transzlokáció hiánya, ill. a növényi toxicitás okán (fitotoxicitás véd a káros akkumuláció ellen). Nincs ilyen kifejezett védelem a Cd, (Co), Be, Se és Mo elemek esetében tehát, melyek a növényben felhalmozódhatnak fitotoxicitási tünetek nélkül. Legalábbis olyan koncentrációkban, melyek már a fogyasztó állatra, vagy emberre veszélyt jelentenek. A túlzott kínálat itt is fitotoxicitáshoz vezet természetesen egy határon túl. A talaj/növény szűrőt, ill. a növényi lombra és a háziállatok takarmányára adott határkoncentrációkat a **175. táblázatban** tekinthetjük át. Humán szempontból veszélyes elemek lehetnek (a tápláléklánc nem védett, bár az állati szűrő működhet): Co, Cd, Se és Mo.

**175. táblázat.** Toxikus mikroelem-koncentrációk (mg/kg) a tömegtartományokban és a háziállataink abrakjában (*Chaney, 1982*)

Elem jele	Talaj/növény szűrő	Növényi lombban		Egészségügyi maximum az abrakban			
		Normál	Toxikus	Marha	Juh	Sertés	Csirke
Co	Nincs?	0,01–0,3	25–100	10	10	10	10
As	Van	0,01–1	3–10	50	50	50	50
Cd	Nincs	0,1–1	5–700	0,5	0,5	0,5	0,5
Cr(III)	Van	0,1–1	20	(3000)	(3000)	(3000)	(3000)
V	Van?	0,1–1	10	50	50	(10)	10
Se	Nincs	0,1–2	100	(2)	(2)	2	2
Mo	Nincs	0,1–3	100	10	10	20	100
Ni	Van	0,1–5	50–100	50	(50)	(100)	(300)
F	Van?	1–5	–	40	60	150	200
Pb	Van	2–5	–	30	30	30	30
Cu	Van	3–20	25–40	100	25	250	300
B	Van	7–75	75	150	(150)	(150)	(150)
Mn	?	15–150	>400	1000	1000	400	2000
Zn	Van	15–150	>500	500	300	1000	1000
Fe	Van	30–300	–	1000	500	3000	1000

*Megjegyzés:* As ásványi, Cr(III) oxid formában alkalmazva. A maximális terhelés hosszan tartó etetésnél kedvezőtlen mellékhatásokat okozhat. A zárójeles koncentrációk extrapolációk eredményei. A maximális Cd-terhelés nem az állati, hanem a humán élelmezés szempontjait tükrözi (ember védelme). légköri szennyezés nyomán előálló dúsulásnál a talaj/növény szűrő kikapcsolva.

*Chaney (1982)* említi, hogy az *USA Környezetvédelmi Hivatal (EPA)* kezdetben a legrosszabb szituáció elvéből („*worst case scenario*”) kiindulva próbálta szabályozni a

talajok nehézfémekkel szembeni védelmét, ill. terhelhetőségét. Így pl. a Cd esetében feltételezték, hogy:

- A termelés savanyú kerti talajon folyik;
- A Cd-terhelés 5 kg/ha/év szennyvíziszap formájában;
- A talaj pH értéke 5,5 alatt marad;
- Az önellátás mértéke zöldség+gyümölcs esetén az 50%-ot eléri;
- A fogyasztás 50 éven át folytatódik a saját kertben;
- A termelő/fogyasztó egyének érzékenyek a Cd-terhelésre.

*Chaney (1982)* szerint ez irreális alternatíva. A termelő megtanulja, hogy a pH 6,5 feletti legyen és meszezni fog. Az egyének Ca, Fe és Zn elemekben dús táplálékot fogyasztanak, mely védelmet nyújt a Cd-felvétel ellen stb. A legrosszabb helyzet sosem következhet be, tudománytalan, erre nem építhető szabályozás. Új szabályozást vezetnek ezért be. A javasolt határértékeket a kationkicserélő kapacitás függvényében állapították meg. A kolloidban gazdag, 15 me/100 g feletti talajokra a kumulatív iszapterheléssel 4-szeres mennyiség adható ki. Az iszapkezelte talajon leveles zöldség és dohány termesztése tilos, a pH 6,5 feletti, és kívánatos a 150 feletti Zn/Cd arány az iszapban (176. táblázat).

A közműtöltő lassan zárul, kulcskérdéssé válik hazánkban is a kommunális szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. Az iszapok tápelemeket szolgáltatnak, szerves anyaguk talajkondicionáló (javíthatja a talaj szerkezetét, vízgazdálkodását, egyéb fizikai tulajdonságait). Felhasználhatók természetesen komposztok, virágföldek készítésére. A káros elemekben szegény iszapok elhelyezését gazdaságosan meg kell oldani, melyhez a hazai szabályozás ellenőrzött kereteket biztosíthat.

*Fraters és van Beurden (1993)* az EU országok főbb talajaiban Cd-mobilitását, akkumulációját és -terhelhetőségét vizsgálták a talajsavanyodási, valamint a szerves anyag és fizikai talajféleség térképek alapján régióként. Megállapításaik szerint a Cd-mobilitás tekintetében döntő a pH, míg a kolloidok (humusz+agyag), valamint a Fe- és Mn-oxidok befolyása másodlagos. A munka a *GLOBE Project* keretében készült, korábbi adatok szintézisével. A szerzők szerint a feltalajban mért talajoldat Cd koncentrációja (a Cd-mobilitás) az EU mezőgazdasági területének 15%-án már elérte az 1,5 µg/l értéket. A kívánatos célérték (A-érték vizekben) a Holland-listában 0,4 µg/l, tehát a vízzennyezés veszélye helyenként már fennállhat. Becsléseik szerint további 10–25% akkumuláció várható a feltalaj összes Cd-készletében a következő 100 esztendő alatt.

176. táblázat. Javasolt maximum kumulatív iszapterhelés (kg/ha) magántulajdonú szántóföldön (*Chaney, 1982*)

Elem jele	A talaj kationkicserélő kapacitása (CEC), me/100 g		
	0–5	5–15	15 felett
Cd	5	10	20
Ni	50	100	200
Cu	125	250	500
Zn	250	500	1000
Pb	500	1000	2000

*De Haan és munkatársai (1985)* kezdeményezték a talajterhelési határértékek kidolgozását a Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn elemekre a talaj agyag- és humuszkészlete függ-

vényében. A kísérletek még 1974-ben indultak a Holland-lista megalapozása céljából. A munka holland–német együttműködésben folyt. A *Talajtermékenységi Kutatóintézet (Haren-Groningen, Hollandia)* végezte a tenyészedény-kísérleteket, míg az analíziseket a *Mezőgazdasági Kutató Központ (Münster, Németország)* vállalta.

Hat savanyú talajjal dolgoztak: 3 talaj az agyagtartalomban, 3 másik talaj a szerves anyag %-ában különbözött erőteljesen. A talajok jellemző adatait a 177. táblázat foglalja össze. A 19,4%-os szervesanyag-tartalmú talajtól részben már eltekinthetünk, amennyiben már nem a szokásos ásványi talajt jelenti. A nehézfémek összes készlete egyértelműen emelkedik az agyagtartalommal és a humusz mennyiségével egyaránt, azaz a kation-kicszerelő kapacitással.

A vizsgálatok 6 talajjal×6 elemre = 36×6 terhelési szinten = 216 kezelésben×3 ismétléssel = 648 edénnyel, zab jelzőnövényvel folytak. A szerzők szerint egyes EU országok úgy állapították meg a talajterhelési/szennyezettségi határértékeket, hogy a talajtalajdonságokat nem vették figyelembe. Az érzékeny talajokra (alacsony kolloidkészlettel rendelkező savanyú homok) és érzékeny növényekre (leveles zöldségek) vonatkoznak ezek a biztonsági határkoncentrációk. Mi történjen az egyéb talajokkal, egyéb növények termesztésekor, vagy a már elszennyezett talajokkal? Célszerű lenne az USA példáját követni és a talajtényezőket, talajhasználatot tekintetbe véve a határértékeket tudományos alapon kijelölni – jegyzik meg *De Haan és munkatársai (1985)*.

**177.táblázat.** A tenyészedény-kísérletek talajainak jellemzése a holland–német vizsgálatokban (*De Haan et al., 1985*)

Jellemzők	Agyagos talajok			Humuszos talajok		
	C1	C2	C3	S1	S2	S3
Leiszapolható %*	12	40	58	4	5	4
Kationkicszerelő képesség, me/100 g	15	21	33	9	19	47
Szerves anyag %	1,6	2,4	3,2	3,4	6,8	19,4
pH(KCl)	5,6	5,4	5,2	5,0	5,4	4,6
Cd, mg/kg	0,5	0,8	1,1	0,1	0,2	0,7
Cu, mg/kg	6	7	58	4	19	21
Ni, mg/kg	10	26	46	2	1	4
Pb, mg/kg	30	26	51	16	19	43
Cr, mg/kg	40	73	88	19	20	14
Zn, mg/kg	47	57	136	15	28	24

\* A 16 µm alatti részek %-a, melyből 65% 2 µm alatti

Összefoglalva a vizsgálatok eredményeit az alábbi megállapítások születtek:

– Talajterhelési vizsgálatoknál célszerű oldható sókat alkalmazni. Fontos, hogy a fém kísérő ionja ne okozzon káros hatást (pH-csökkenés, kelátképzés, N-túlsúly). Iszapokkal az egyes elemek terhelhetőségi szintje nem állapítható meg szabatosan, hiszen azok összetettek, bennük az elemek kevésbé mobilisak, felvehetők. Az iszapok gyakran meszesek, nagy a szervesanyag-készletük, a talaj pH-t emelhetik és így az elemek felvételét mérsékelhetik is.

– A tenyészedény-kísérletek előnyei az alábbiak: olcsók, sok talajjal/kezeléssel lehet dolgozni a termőhely szennyezése nélkül. Kifejezettebbek a hatások, az elemfelvétel, mert a talaj/gyökér aránya szűk és a növény nem tud túlnőni gyökerével a szennyezett

közegből. Ebből adódóan viszont nem helyettesíthetik a szabadföldi kísérleteket a határértékek végső ellenőrzése során, hiszen az altalaj tulajdonságait, a gazdálkodási és a klimatikus viszonyokat is figyelembe kell venni.

– A pH mellett a talaj kationkicserélő képesség (CEC) meghatározó. A CEC viszonylag könnyen mérhető, ill. durván becsülhető is az agyag+humusz % ismeretében. Illites agyagnál  $CEC = 50 \text{ me}/100 \text{ g}$ , humusz  $200 \text{ me}/100 \text{ g}$ , tehát a  $CEC \text{ me}/100 \text{ g} = 0,5 \times \text{agyag \%} + 2 \times \text{humusz \%}$ .

– A fémek megkötődését a frissen kicsapott és könnyen redukálható Fe- és Mn-oxidok növelhetik jelentősen. Célszerű lenne meghatározni mennyiségüket hasonló kísérletekben.

– A növényi toxicitás a terméscsökkenéssel, az állati vagy humán veszélyeztetés pedig a káros elemakkumulációval állapítható meg. A szemterméscsökkenés nélküli maximális terhelés (mg/kg) mértékét talajonként a 178. táblázat szemlélteti. Az Pb és a Cd nem bizonyult toxikusnak. A  $CEC = 1 \text{ me}/100 \text{ g}$  emelkedésével ellensúlyozható volt  $2 \text{ mg}/\text{kg}$  Ni,  $5 \text{ mg}/\text{kg}$  Cu,  $10 \text{ mg}/\text{kg}$  Cr és  $20 \text{ mg}/\text{kg}$  Zn talajterhelés.

178. táblázat. A tenyészedény-kísérlet maximum terhelési szintjei (mg/kg) szemterméscsökkenés nélkül, átlagok és a CEC értékeivel való kapcsolatuk (r-értékek) (De Haan et al., 1985)

Elem jele	Agyagos talajsor			Humuszos talajsor			Átlag	r-érték
	C1	C2	C3	S1	S2	S3		
Cd	25	12	50	12	50	12	25	-0,03
Ni	25	25	25	6	25	100	35	-0,88
Zn	100	200	800	200	400	800	400	-0,89
Cu	200	200	200	200	200	400	200	-0,82
Cr	400	200	200	400	200	800	400	-0,56
Pb	800	800	800	800	800	800	800	0,00

179. táblázat. A talajok összes nehézfém-készlete (mg/kg) Belgiumban (Verloo & Willaert, 1990)

Elem jele	Fizikai talajféleség, kötöttség				
	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyag	Nehéz agyag
Fe	3700	12600	14200	18800	27200
Mn	88	350	420	340	485
Ti	80	320	374	344	235
Zn	31	51	45	48	90
V	20	51	42	56	66
Pb	14	21	19	20	28
Cr	8	24	24	40	47
Cu	7	12	11	12	25
As	5	5	6	13	7
Ni	1	10	15	20	25
Co	2	8	10	11	13
Mo	1	4	5	1	3
Cd	0,4	0,3	0,4	0,1	0,2
Hg	0,4	0,6	1,0	<0,1	<0,1



Verloo és Willaert (1990) Belgiumban a talajok összes nehézfém-készletét vizsgálva azt találták, hogy a talajok kötöttségével a legtöbb vizsgált elem mennyisége jelentősen nő. Kivételt ez alól a Hg és a Cd jelentett a 14 fém közül. Adataik a 179. táblázatban tanulmányozhatók. A TIM pontok alapján végzett hazai felmérés szerint az agyagtalajon a homokhoz viszonyítva minden vizsgált elemben 2–4-szeres a dúsulás, beleértve a Hg és Cd elemeket is (180. táblázat).

180. táblázat. Magyarország talajainak mikroelem-tartalma (mg/kg) a TIM (1995) pontok adatai alapján, a talajok fizikai félesége szerint átlagolva (Németh *et al.*, 1997) (cc.  $\text{NH}_4^+$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárás; alapállapot felvételezés 1992-ben)

Elem jele	Fizikai talajféleség			Min.–Max.	Háttér
	Homok	Vályog	Agyag		
Hg	0,02	0,03	0,05	0,02–0,1	0,15
Cd	0,3	0,5	0,6	0,1–1	0,5
Mo	0,6	0,9	1,6	1–5	3
As	3	7	6	1–15	10
Co	3	8	12	1–20	15
Cu	10	18	26	1–50	30
Cr	6	17	26	2–50	30
Ni	8	20	26	2–50	25
Pb	9	16	26	2–50	25
Zn	19	44	71	5–150	100

Megjegyzés: Fizikai talajféleség: homok (durva homok, homok); vályog (vályogos homok, homokos vályog, vályog, agyagos vályog); agyag (agyag, nehéz agyag)

181. táblázat. Talaj–növény transzferoefficiensek, kritikus pH-értékek, normál és kritikus nehézfém-koncentrációk növényekben, mg/kg (Brauer 1998)

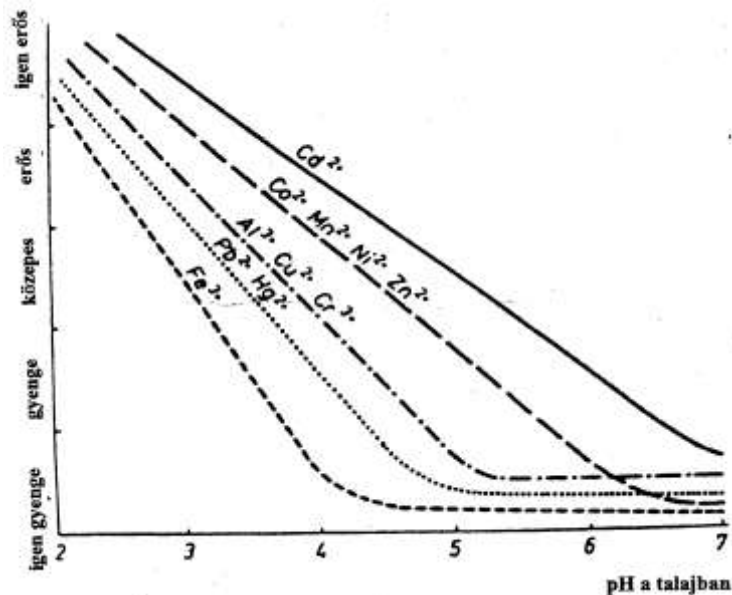
Elem jele	Transzferoefficiens (Tc)	pH határérték a talajban	Nehézfém-koncentráció mg/kg sz.a.		
			normális a növényben	kritikus	
				növényre	takarmányban
As	< 0,5	4,0–4,5	<0,1–5,0	10–20	50 >
Cr	< 0,5	4,5–4,0	<0,1–1,0	1–2	50–3000
Hg	< 0,5	4,0	<0,1–0,5	0,5–1	1 >
Pb	< 0,5	4	1–5	10–20	10–30
Co	0,01–1	5–6	0,01–0,5	10–20	10–50
Cd	0,03–10	6,5	<0,1–1	5–10	0,5–1
Cu	0,01–2	4,5	3–15	15–20	30–100
Ni	0,01–2	5,5	0,1–5	20–30	50–60
Se	0,1–10	–	0,1–2	10–20	4–5
Tl	0,03–10	–	<0,5–5	20–30	1–5
Zn	0,03–10	6–5,5	15–150	150–200	300–1000

Brauer (1998) könyvében a növényi felvehetőséget taglalva a kritikus pH szerepét hangsúlyozza. Megállapítja, hogy növény/talaj koncentráció hányadosa, a transzferoefficiens (Tc) a Cd, Se, Tl és Zn elemeknél mutathat dúsulást, 1 feletti értékeket. A

kritikus pH 4,0–4,5 körüli az As, Cr, Hg, Pb és Cu elemekre, míg a Co, Ni és Zn esetében 5–6 közötti, a Cd esetében 6,5 felett van a biztonsági határ. A normális növényi összetételről áttekintést ad, közli a különböző növényre kritikus elemtartalmakat, valamint az állati takarmányban kritikusnak tekintett koncentráció-tartományokat is (181. táblázat).

Kabata-Pendias és Adriano (1995) szerint a fémek mobilitása igen kifejezett erősen savanyú közegben és lényegében lineárisan csökken a pH emelkedésével. Könnyű homokos talajokon az összefüggést az 1. ábra szemlélteti. A pH növelésekor ugrásszerűen nő a fémek megkötődése, szorpciója a huminsavakon. A pH hatása a fémek mobilitására azonban a geokémiai jellegtől és a humusz típusától is függ. A fém-organikus komplex vegyületek oldhatók maradhatnak 6 feletti pH értéken is.

A fémek fiziko-kémiai sajátosságai, affinitásuk a talajösszetevőkhöz meghatározzák kötési formáikat a talajban. Mobilisabb fémek (mint a Mo, Zn és Cd) esetén a szilikátok vagy elsődleges ásványokba zárt (residual) formák mennyisége kisebb. A szerves anyaghoz kötött formák szerepe a Mo, Cu és részben a Zn esetében lehet jelentős. A Fe- és Mn-oxidokhoz kapcsolt formák főként a Zn, Cd és Pb elemeknél számottevőek. A kicserélhető formák a Mo, Zn, Cd, Pb és Ni elemeknél egyaránt említésre méltóak. A leginkább mobilis, vízdoldható vagy könnyen oldható frakciók ugrásszerűen megnőhetnek a szennyezett talajon. Nem szennyezett természetes talajon is ez a frakció mérhető mennyiséget jelenthet és az összes készlet néhány %-át kiteheti, elsősorban a Cd esetében. Az erősen szennyezett talajokon ez a kép teljesen megváltozhat, dominánssá válhatnak a könnyen oldható, kicserélhető és egyéb kevésbé kötött frakciók (Kádár, 1995).



1. ábra. Fémek mobilitási rendje a talaj pH függvényében homokos talajon (Kabata-Pendias & Adriano, 1995)

*Németh és munkatársai (1999)* talajoszlopokon vizsgálták a nehézfém-terhelés hatását a fémek oldhatóságára és mobilitására. Meghatározták a 2 mólos  $\text{HNO}_3$ , az  $\text{NH}_4$ -acetát+EDTA frakció és a talajoldat elemkoncentrációit a vizsgált két, gyengén savanyú talajon. Megállapításaik szerint a Cd, Cr, Ni, Pb és Zn nehézfémekkel dúsított iszap bekeverésével csak a 0–10 cm-es réteg dúsulása volt igazolható a 2 mol/liter  $\text{HNO}_3$  kivonatban, mely az ún. „potenciálisan felvehető” frakciót jelölheti. A talajoldat, tehát a vízdoldható frakció koncentrációja, amely közvetlenül felvehető a növény számára és a kilúgzással veszélyeztetett, ugrásszerűen megnőtt a beviteli 0–10 cm-es rétegben és a 10–15 cm-es alsóbb rétegben is a Cd, Ni és Zn esetében. A Cr és Pb dúsulása elhanyagolható volt a vizes fázisban.

*Brauer (1998)* hangsúlyozza, hogy a fémek eredetének megfelelően (litogén, pedogén, antropogén) alakulnak a talajbani kötési formák. A litogén eredet alapvetően karbonát-, szilikát- és szulfidkötéseket mutat. A pedogén jelleg talajképződési folyamatokat tükröz (mállás, humifikáció, kilúgzás stb.), ezért főként az agyagásványokhoz, szerves anyaghoz és talajoxidokhoz kötött frakciók uralkodnak. A légköri szennyezés nyomán létrejött antropogén formák általában oxidokhoz/szulfátokhoz kötődtek. Komposztokban, iszapokban, szennyvizekben a szennyezők gyengén (szorpció) vagy erősen (okkludált forma) a szerves és az ásványi alkotókhoz kötődnek.

A litogén kötés szilárd a kristályszerkezetben, így pl. a szerpentin talajokban sincs kilúgzás vagy emelkedett növényi felvétel. Talajszennyezéskor a kialakuló kötési formákat a talajmátrix (humusz, agyagásványok, oxidok stb. szilárd alkotóinak) kémiaja határozza meg. Ezen kívül a pH, redoxpotenciál, komplexképzési hajlam, talajélet is szerepet játszik. A növekvő pH-val csökken a fémek oldhatósága. A Cd csak a 6,5, a Zn és Co 6 körüli pH-értéken válik immobilissá. Az Pb, Hg, As és Cr elemeknél ez már 4 körüli pH-értéken bekövetkezik, így a növényi felvehetőségük, növénybeni akkumulációjuk mérsékelte. A biztonsági pH „határérték” tehát elemenként eltérő. Az alacsony biztonsági pH-t mutató elemeknél a transzfer koefficiens is 1 alatt marad, a takarmány, élelem kevésbé szennyeződhet a talajbani felvétel révén (*181. táblázat*).

A Cl<sup>-</sup> és részben a  $\text{SO}_4^{2-}$  növelheti a fémek talajoldatba kerülését, klór-Hg és klór-Cd komplexeket alkotva. A szerves anyagok savanyú talajban csökkentik, míg a semleges és alkalikus környezetben növelik a mobilitást. Főként a Cu és Pb a savanyú feltalajban szerves kötésben található, ezzel szemben az Pb és Cd 7 feletti pH-n oldható szerves komplexet alkothat. Jól szellőzőtt aerob talajban mobilis arsenát és szelenát képződik, míg redukált környezetben As(III) és  $\text{Se}^{2-}$  (szelenid), mely nem mobilis. A Hg, Se és az As is mikrobiális úton a levegőbe távozhat metilációval.

## 5. EU kontra USA vita és tanulságai

A fejlett ipari országokban meglehetősen eltérően ítélik meg azt, hogy mikor szennyezett a talaj, ill. meddig terhelhető. Mindez nehezíti a hatósági tevékenységet és a nemzetközi együttműködést. Az eltérő megítélés miatt távol eső határkoncentrációkat találunk ugyanazon szennyezőre. A kérdés különösen élesen vetődik fel a szennyvíziszapok termőföldön való elhelyezésénél. A szennyvízkezelés során hatékonyan leválasztják a szilárd fázist, a kezelt/tisztított szennyvizet pedig a felszíni vizekbe engedik. A szennyezők az iszapban, a szilárd részekben koncentrálnak (*Vermes, 1998, 2003*).

Cél az egészséges környezet megőrzése és az iszapok gazdaságos elhelyezése, melyek talajjavítók, szerves trágyák és növényi tápelemforrások. Ha káros anyagokban szegény, „jó” iszapok, akkor a N- és P-tartalmuk, valamint a növény igénye jelentheti a terhelési határt (nitrátkilúgzás, eutrofizációs vízszennyezés elkerülése). Nemzetközi egyezmények tiltják a tengerbe, folyóvizekbe való lerakást, a szigorodó környezeti szabványok a szennyvizek tisztítását előírva növelik a visszamaradó iszapok mennyiségét. A szennyvíziszapok mennyiségének gyors növekedésével számolnak világszerte. A csatornázás, a közműolló záródása nyomán hazánkban mennyiségük a többszörösére nőhet a következő évtizedekben (Vermees, 2003; Kádár, 1995, 2007; Izsáki, 2000).

Mindenképpen nőni fog a termőföldön való elhelyezés, főleg ha tisztább, „jó” iszapokkal dolgozhatunk. Mindez növeli az aggodalmakat is társadalmi/politikai oldalról és a szigorú szabályozás és ellenőrzés igényét veti fel. A terheléshez viszonyítva elenyésző a mikroelemek felvétele és a kilúgzás, így a szántott rétegbe kevert iszap véglegesen szennyezett talajt eredményezhet. Bizonyos koncentráció felett felléphet a toxicitás, a talaj nem képes közömbösíteni, ill. a növény gyökere pufferni a terhelést. A toxicitás érintheti a talajlényeket, növényt, állatot, embert. Határértéknek azt a maximális koncentrációt tekintik, ahol még nem lép fel káros hatás (Chaney, 1982; Brauer, 1998; Kádár, 1998).

**182. táblázat.** Szennyvíziszap mezőgazdasági elhelyezése az EU országaiban (EU Bizottság, 1986) (McGrath et al., 1994)

Elem jele	Iszapban mg/kg	Talajban (pH 6–7) mg/kg	Maximális terhelés	
			kg/ha/év	kg/ha/10 év
Zn	2500–4000	150–300	30	300
Cu	1000–1750	50–140	12	120
Pb	750–1200	50–300	15	150
Ni	300–400	30–75	3	30
Cr	~ 1000	100–150	15	150
Cd	20–40	1–3	0,15	1,5
Hg	16–25	1–1,5	0,1	1,0

Európában a talajvizsgálatokra építenek. A határértékek tudományos alapját azonban nehéz felfedezni, mert nincsenek megfelelő tartamkísérletek. Az EU 1986-ban irányelveket adott ki az iszapelhelyezés szabályozására. A direktívában háromféle határérték szerepel: iszapra, iszappal kezelt talajra és 10 éves terhelésre (182. táblázat). Ezek szigorúbbak az USA EPA előírásainál (183. táblázat). Az egyes EU-országok szabályozása – Anglia kivételével – még szigorúbb. A határértékek tehát az Európai Unión belül is lényegesen eltérnek, míg az USA előírásaival összevetve nagyságrendi különbségek adódhatnak. Erről tájékoztatnak a 184. táblázatban összefoglalt adatok.

**183. táblázat.** US EPA-503. előírás (1993) a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználására (McGrath et al., 1994)

Elem jele	Iszapban mg/kg	„Tiszta” iszapban mg/kg	Terhelés kg/ha/év	Max. terhelés kg/ha/20 év
Zn	7500	2800	140	2800
Cu	4300	1500	75	1500
Cr	3000	1200	150	3000
Pb	840	300	15	300
Ni	420	420	21	420
Se	100	36	5	100
Cd	85	39	1,9	39
As	75	41	2,0	41
Mo	75	18	0,90	18
Hg	57	17	0,85	17

**184. táblázat.** Mezőgazdasági talajokban megengedett maximum mg/kg koncentrációk szennyvíziszap-kezelés után és a Holland A- és C-értékek (McGrath et al., 1994)

Ország	Év	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Anglia <sup>1</sup>	1989	3	135	400	75	300	300	1
Franciaország	1988	2	100	150	50	100	300	1
Olaszország	–	3	100	150	50	100	300	–
Finnország	1995	0,5	100	200	60	60	150	0,2
Németország <sup>2</sup>	1992	1,5	60	100	50	100	200	1
Spanyolország	1990	1	50	100	30	50	150	1
Norvégia	–	1	50	100	30	50	150	1
Dánia	1990	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Svédország	–	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Hollandia <sup>3</sup>								
A-háttér		0,8	36	100	35	85	140	0,3
C-beavatk.		12,0	190	380	210	530	720	10,0
USA <sup>4</sup>	1993	13,0	500	1000	140	100	930	5,3
Magyarország <sup>5</sup>	2000	1	75	75	40	100	200	0,5

Megjegyzés: <sup>1</sup>pH 6–7 közötti talajon; <sup>2</sup>pH 6 felett. Ha pH 5–6, a Cd és Zn limit 1 és 150 mg/kg; <sup>3</sup>Nem szennyvíziszappal kezelt területen (A – tiszta talaj, C – talajtisztítás szükséges); <sup>4</sup>Maximális terhelés adataiból számolva (3 kg/ha = 1 mg/kg); <sup>5</sup>A 10/2000 (V.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM rend. szerint

Skandináviában a zéró hatás kívánatos, tehát meg kívánják őrizni a talajok eredeti állapotát. Cél a bevétel és kiadás egyensúlya, az ún. mérleg-megközelítés elve. A talajra megadott és a 184. táblázatban közölt határértékek valójában a szennyezetlen háttérkoncentrációt tükrözik. Az iszapokra adott határértékek oly szigorúak, hogy azok kizárják az érdemi felhasználásukat termőföldön. Különösen szembetűnő mindez a kritikusabb elemeknél (mint a Cd, Cr, Ni, Pb, Hg), amelyeknél, pl. Dánia határértékei az iszapban egy nagyságrenddel kisebbek, mint az EU értékek felső határa. Az USA Dániához viszonyítva 30-szoros koncentrációt engedélyez a Cr, 70-szerest a Hg, ill. 100-szorost a Cd esetében (185. táblázat).

185. táblázat. Maximálisan engedélyezett elemkoncentrációk a szennyvíziszapokban mezőgazdasági hasznosításkor, mg/kg (McGrath et al., 1994)

Ország	Év	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Franciaország	1988	20	1000	1000	200	800	3000	10
Németország <sup>1</sup>	1992	10	800	900	200	900	2500	8
Spanyolország <sup>2</sup>	1990	20	1000	1000	300	750	2500	16
Dánia	1990	1,2	1000	100	45	120	4000	1,2
	1995	0,8	1000	100	30	120	4000	0,8
Finnország	1995	1,5	600	300	100	100	1500	1
Norvégia	-	4	1000	125	80	100	1500	5
Svédország	1995	2	600	100	50	100	800	2,5
USA	1993	85	4300	3000	420	840	7500	57

Megjegyzés: <sup>1</sup>pH 6–5 között, vagy agyagtartalom 5% alatt, a Cd 5 és a Zn 2000 mg/kg lehet;

<sup>2</sup>Adatok a 7 feletti pH-ra vonatkoznak

Az US EPA valójában nem a talajvizsgálatokra épít. A kumulatív terhelés maximumát állapítja meg, melyet tilos túllépni, és amelyet a szennyeződési utak elemzése alapján becsültek (186. táblázat). Az iszapokra is ad maximum koncentrációkat, melyek a kumulatív terheléssel függnek össze. A kumulatív terhelés az 1000 t/ha, tehát 10 t/ha 100 éven át alkalmazva gyakorlatból indul ki. Az EPA szerint nem valószínű a kumulatív/totális terhelés túllépése, ha az iszapot megfelelően alkalmazzák. Rekultiváció során, egyedi esetekben a 10 t/ha többszöröse is kiadható, ám ritkábban. A termőhely élete folyamán nem léphető túl a kumulatív terhelési maximum, azaz ha kimeríti 20 év alatt 50 t/ha adagokkal, utána soha többé nem terhelhető. A Se 100 ppm lehet az iszapban (10 t-ban tehát 1 kg), így a 100 év alatt a maximális kumulatív terhelés 100 kg/ha mennyiséget eredményezhet (Chaney et al., 1997; Kabata-Pendias & Adriano, 1995).

186. táblázat. Szennyvíziszap szántóföldi elhelyezésénél figyelembe vett szennyezettségi utak (US EPA, 1989; In: Chang et al., 1992)

Szennyezettségi utak	Szituációk ismertetése
1. Talaj–növény–ember	Fogyasztók iszappal kezelt területeken
2. Talaj–növény–ember	Kiskertté alakítva 5 éven belül
3. Talaj–ember	Lakóhellyé alakítva 5 éven belül, gyermekekkel
4. Talaj–növény–állat–ember	Gazdaság saját termelésű élelmiszere dominál
5. Talaj–növény–állat	Állatok takarmányt és egyéb szennyezett növényt fogyasztanak
6. Talaj–állat	Legelő állat talajt nyel
7. Talaj–növény	Iszappal kezelt talajon fejlődő növények
8. Talaj–talajélőlények	Talajélőlények iszappal kezelt talajban
9. Talaj–talajbiota ragadozók	Talajlakókat fogyasztó állatok
10. Talajfelporzás–ember	Traktor vezetője porszennyezést szenved
11. Talajfelszín–víz	Vízminőség kritériumok a fogadóban
12. Talaj–levegő–ember	Illékony (szennyező) gázok belélegzése
13. Talaj–talajvíz–ember	Gazdasági kutak vizének fogyasztása

Az US EPA szabályozás a talaj megkötő, ill. a talajélőlények asszimiláló képességére épít, a liberális terhelési határértékek ösztönzik az iszapok hasznosítását. A szennyeződési utak azonban hipotetikus becsléseken alapulnak. A szennyezők

mozgását, az ökotoxikológiai jelenségeket valójában még nem értettük meg a maguk összetettségében. Legfőbb probléma, hogy a szabadföldi kísérletek nem eléggé tartamjellegűek, rövid hatásokra pedig nem alapozhatók a szabályozások. Az extrapolációk bizonytalanná teszik a megítélést és az egész modell/rendszer alkalmazhatóságát. A talajjelölények némelyike érzékenyebb lehet a szennyezésre, mint egyes növények vagy állatok. A szabályozásban ez a szempont nem igazán szerepel, mert nincs elég információ. A 186. táblázatban szereplő 8. szennyeződési utat, pl. a földigiliszták Cu-sótűrése alapján becsülték. Nemcsak az európai szabályozás tudományos alapjai hézagosak tehát, így nem dönthető el az EU és az US EPA megközelítés jogossága.

Hollandia talajvédelmi politikája a talajminőségi kritériumokon alapul, melyek az ún. Holland-lista ABC értékei. Nem a szennyvíziszap elhelyezésére, hanem alapvetően a szennyezett talajok tisztítására dolgozták ki azokat:

- A háttérértékek: referencia koncentrációk szennyezetlen talajokban;
- B: szennyezettséget jelölnek, ezért a talajok további vizsgálata indokolt;
- C: talajfunkciók sérülése miatt talajtisztítás/beavatkozás indokolt.

Az ökotoxikológiai és humántoxikológiai vizsgálatokat itt is figyelembe vették (hasonlóan mint az US EPA eljárásnál), egyúttal több kitettségi/szennyezettségi utat azonosítottak és ezekre építve állapították meg a maximálisan tolerálható kockázati szinteket (MTR, angol rövidítéssel). A legrosszabb szituáció, amikor minden élelem a szennyezett talajról származik. Ekkor az A- és C-értékek a talajoknál közeleiek. Az ökotoxikológiai C-értékek azt tükrözik, hogy a talajlakó fajok 50%-ának túlélését komoly veszély fenyegeti. Az USA és a holland rendszerben közös tehát a kitettségi utak elemzése. A növényi felvétel, toxicitás adatai főként iszapterhelési kísérletekből származnak, összevethetők az iszapterhelésnél tárgyalt határértékekkel.

**187. táblázat.** Iszappal kezelt talajokon kapott toxikológiai hatások rhizobium fajokkal (mg/kg) (McGrath et al., 1994)

Elem	Rhizobium lequinosarum		Bradyrhizobium japonicum	
	biovar. trifolii	(LOAEC) <sup>1</sup>	(HNOAEC) <sup>2</sup>	(HNOAEC)
	Woburn, UK	Braunschweig	Beltsville, USA	Fairland, USA
Zn	180	200	151	195
Pb	100	–	–	–
Cr	105	–	–	–
Cu	70	48	35	87
Ni	22	15	23	16
Cd	6	1	5	–

*Megjegyzés:* <sup>1</sup>káros küszöb-koncentráció (the lowest observed adverse effect concentration);

<sup>2</sup>nem káros maximum koncentráció (the highest no adverse observed effect concentration)

A 187. táblázat eredményei szerint az iszappal kezelt talajokon rhizobium fajokkal kapott toxicitások, az USA és EU határkoncentrációk közel állóak. Az US EPA szabályozás ezeket nem veszi figyelembe, hisz pl. a 150–200 mg/kg talajbani Zn-készlet helyett, a 184. táblázat szerint, 930 mg/kg Zn-terhelést engedélyez. Igaz, hogy ezek a toxikológiai tesztek nem modellezhetik a hosszú távú talajbani folyamatokat. Az US EPA az ökotoxikológiai kutatásokat a földigilisztá rézsókkal szembeni érzékenysége alapján becsülte, míg az érzékenyebb rhizóbium fajok viselkedésétől eltekint. A

terhelési határértékek talajbiológiai megítélése eltérő, az US EPA határértékek e fontos mikroorganizmusokat nem védik. Rövid távú vizsgálatokkal nem dönthető el, vajon a mikroorganizmusok mennyiben képesek adaptálódni a szennyezett környezethez, ill. mikorra alakulnak ki (szelektálódnak) a megfelelő törzsek.

Ipari államokban a mérleg pozitív, a diffúz/légköri szennyezés nagy, ezért a zéró akkumuláció csak hosszú távú cél lehet. Hollandia és a skandináv országok azonban meg kívánják őrizni a talajok sokoldalú használhatóságát a jövő számára, ezért az iszapfelhasználás nemkívánatos. A mérleg-elv visszaszorította az iszapfelhasználást ezen országokban. Az érzékeny talajok vízvédelmi funkciója, a szigorú vízminőségi szabványok is ez irányba hatnak, a terhelés tudatos növelése nem elfogadható. Nemzetközi egyezményekkel igyekeznek leszorítani a légköri kibocsátást. A svédek progresszív restriktíót vezettek be a terhelésre addig is, amíg a hosszú távú egyensúlyt eléri.

**188. táblázat.** Éves terhelési limitek iszappal kezelt talajon, kg/ha/év (McGrath *et al.*, 1994)

Ország	Év	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Hg
Európai Unió	1986	0,15	12	–	3	30	0,1
<b>Hollandia</b>							
Művelt		0,0025	0,15	–	0,076	0,6	0,0015
Rét/legelő	1995	0,0012	0,075	–	0,038	0,3	0,00075
Németország	1986	0,15	6	–	1	15	0,125
Anglia <sup>1</sup>	1989	0,15	7,5	–	3	15	0,1
Spanyolország	1990	0,15	12	3	3	30	0,1
Franciaország	1988	0,15	12	4,5	3	30	0,1
Dánia <sup>2</sup>	1995	0,008	10	1	0,3	40	0,008
Finnország	1995	0,0015	0,6	0,3	0,1	1,5	0,001
Norvégia	–	0,008	2	0,25	0,16	3	0,01
Svédország	1995	0,002	0,6	0,1	0,05	0,8	0,0025
Svédország <sup>3</sup>	2020	<0,0008	0,3	0,04	0,025	0,5	0,001
USA	1993	1,9	75	150	15	140	0,85

*Megjegyzés:* <sup>1</sup>A növény N- és P-igénye szerint alkalmazva; <sup>2</sup>Az iszap összetétele alapján, max. 10 t/ha/év a 10 év átlagában, de nem túllépve a 250 kg N és 40 kg P kg/ha/év adagot. Az iszap összetétele maximum: Cd 200, Ni 2500, Pb 10.000, Hg 200 mg/kg; <sup>3</sup> 2020-ra tervezett (1998. és 2005. évekre közbülső határértékek)

Amint a 188. táblázatban látható, Svédország 2020-ra, pl. 0,8 g/ha/év Cd-terhelést tűz ki célul. Szigorú előírásokat vezet be a szennyvíztelepek hatékony működésére igen magas minőségi kritériumokkal. A skandináv országokban engedélyezett Cd-terhelés már 1995-ben 2–8 g/ha/év volt mindössze, az USA-ban ezzel szemben 1900 g/ha/év. Amint Häni és Klötzli (1984) hangsúlyozza, a szennyvíziszap és komposztált szemét talajba juttatása komoly terhelést jelenthet, hiszen a talaj szokásos nehézfém-koncentrációját nagyságrendekkel meghaladó anyaggal dolgoznak. Erről tanúskodnak a 189. táblázat adatai.

Komoly terhelést jelenthet úgyszintén a műtrágyahasználat. A gyakoribb műtrágyaféleségek nehézfém-szennyeződését Belgiumban Verloo és Willaert (1990) közli a 190. táblázatban. Svédországban külön technológiai fejlesztésre került sor



elsősorban a szuperfoszfát Cd-tartalmának csökkentése céljából. A műtrágyákat „zöldadó” is terheli, hogy használatukat visszafogják.

**189. táblázat.** Néhány nehézfém koncentrációja a talajban, valamint átlagértékei szennyvíziszapban és komposztált szemétkben, mg/kg sz.a. (Häni & Klötzli, 1984)

Közeg/Ország	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
<i>Talajban</i>						
Szokásos	0,1–20	0,1–1	2–50	1–20	2–50	3–50
Tolerálható	100	3	100	100	50	300
<i>Szennyvíziszap átlagértékei</i>						
USA	1380	74	2031	1024	374	3315
Anglia	820	–	980	970	510	4100
Svédország	281	13	872	791	121	2055
Svájc	553	15	392	506	94	2269
<i>Komposztált szemét átlagértékei</i>						
Anglia	1200	–	120	800	120	2000
Németország	230	4	–	270	–	1000
Svájc	1460	11	170	715	90	2200

**190. táblázat.** A gyakoribb műtrágyaféleségek nehézfém-szennyeződése Belgiumban, mg/kg (Verloo & Willaert, 1990)

Elem jele	CaNO <sub>3</sub> 16,5% N	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> 27% N	Szuperf. 18% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Thomassalak 8% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	KCl 37% K <sub>2</sub> O	N–P–K 8-10-18	MgCa hidrox
Fe	20	192	1150	2890	145	2700	12
Mn	1	39	9	95	<1	480	55
Zn	8	12	244	2	6	98	2
Cu	3	4	23	3	2	8	1
Cd	7	1	17	2	3	5	1
Pb	10	5	21	14	10	3	12
Ni	34	10	54	9	16	14	10
Cr	3	2	157	2	2	54	1
Co	12	3	15	<1	22	1	<1

*A tanulságokat összefoglalva az alábbiak állapíthatók meg:*

– Minősített adatok (szabadföldi tartamkísérletek) hiányában a határértékek kijelölése nem megoldott. Adag hatásgörbéket kell megállapítani növényfajokra, eltérő termőhelyekre/talajtulajdonságokra, szervezetekre, talajélőlényekre.

– Az USA-ban maximális az engedélyezett iszapbani koncentráció, az éves terhelés és ebből adódóan a kumulatív terhelés. A bizonytalanság oka, hogy eltérő kritériumok alapján történik a határértékek becslése, eltérő a veszélymegítélés módja (pl. fogyasztott élelmiszer aránya szennyezett területről) és eltérő a környezeti elemekre elfogadhatónak ítélt kockázat foka.

A zéró megközelítés helyeselhető, ha reális és megvalósítható. Határértékek csak ok-okozati kapcsolat alapján becsülhetők, ha ezek az összefüggések ismertek. A szennyezési utak vizsgálatánál megfelelő célorganizmust kell választani, a talajbiológiai megítéléshez hosszú távú megfigyelésre is szükség van. Az USEPA utóbb feltételezte,

hogy iszappal kezelt talajokon az élelmiszerek maximum 2,5%-a termelődik. Döntő lehet tehát a választott filozófia, megközelítés a védelem során. A talajok lassan változnak, feltöltődnek. Ma még nem dönthető el, hogy melyik megközelítés a helyes, hiszen alig 2–3 évtizedes tapasztalatokkal rendelkezünk.

A kísérletekben gyorsan növelték a terhelési szinteket és számuk túl kevés, ezért gyors és biztos választ nem kaphatunk. Az USA-ban biztonságosnak tekintik azt a terhelést, amit Hollandiában C-értékkel jelölnek és tisztítást javasolnak. Pedig mindkét ország a kockázatelemzésre támaszkodik, csupán más filozófiát követ és más érzékenyséigű célorganizmust választott. Az Atlanti-óceán mindkét oldalán erőteljes kísérletezés vette kezdetét, hogy a vitát eldöntsék. Az EU és USA szabályozás eltérésének hatása egyaránt jelentkezhet környezeti, szociális, gazdasági és technológiai téren. A kutatások nemzetközi koordinációt igényelnek abból a célból, hogy az eltérő szabályozás következményeit a vízminőségre, talajok termékenységére, táplálékláncra, környezetre mielőbb feltárják.

Az USA talajterhelési határértékeit iszapelhelyezés, Hollandia határértékeit a szennyezett talajok tisztítása céljából dolgozták ki. Az Egyesült Államok Kongresszusa 1972-ben bízta meg az *US EPA-t* a szövetségi vízvédelmi törvény alapján, hogy irányelveket dolgozzon ki az iszapelhelyezésre. Két évtized után, 1993-ban sikerült elfogadtatni az irányelveket és a határértékeket. Kettős célt követtek: megőrizni az egészséges környezetet, és az iszapokat hasznosítani. Határértéket adtak az iszapok összetételére, az éves terhelésre és az összes kumulatív terhelésre, amely tisztább iszapokkal sem haladható meg (pl. egy termőhelyen az 1000 t/ha limit).

Országosan egységes irányelveket kapott 15 ezer közösségi szennyvíztisztító telep a hosszú távú gazdaságos üzemelésre. Ezzel együtt a termőföldön való hasznosítás kiteljesedett, pl. New York város szennyvíziszapját, mint trágyaszert, vonattal Kolorádó és Texas földjeire viszik. Az irányelveket sokan kritizálják. A 8 fém, valamint az As és Se nemfémes elemekre adott határérték 10–100-szorosa a talajbani természetes koncentrációnak. Az *USEPA* 1995-ben a Cr és Se limiteket 36-ról 100 mg/kg értékre növelte, és nőtt a megengedett Mo-terhelés is (*Chang et al., 1997; Schmidt, 1997; Visser, 1993*).

A patogének idővel elpusztulnak az iszapban, de a nehézfémek megmaradnak. Utóbbiak toxicitásának becslésére két hipotézis ismeretes. Az ún. „plafon-elmélet” szerint az iszappal létrejött adszorpciós kapacitás fennmarad a talajban és a fémtartalom nem válik felvehetővé. Azaz, a növényi koncentráció beáll egy mérsékelt szintre, és ott marad (plató). Más feltevés szerint az iszap időzített bombaként viselkedik. Káros elemei a szerves anyaghoz kötődnek, mely idővel elbomlik (beáll a talajra jellemző szintre) és az elemek kiszabadulnak. Ha közben a talaj elsavanyodik, a veszély még nőhet. Bár eddig sok száz kísérletet végeztek iszapokkal, esetenként több ezer t/ha terheléssel, toxicitást vagy intenzív kilúgzást nem tapasztaltak. A kísérletek azonban nem voltak eléggé tartamjellegűek ahhoz (ritka a 10 évnél idősebb), hogy a vita eldönthető legyen.

*Chang és munkatársai (1992)* szerint az *USEPA* először 1989-ben kísérlete meg szabályozni az iszapelhelyezést. A maximális terhelést becsülve 12 szennyezési utat és 25 szennyezőt azonosítottak. A 10 ásványi szennyező: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Zn. A számított terhelési határokat kitettségi utanként a *191. táblázat* mutatja be. A minimum szabály szerint az elfogadott határérték a legszigorúbb lesz. Így pl. a kumulatív terhelést (azaz a maximális feltöltést) a fitotoxicitás, tehát a 7-es

szennyezettségi út limitálja a Cr (530 kg/ha), Cu (46 kg/ha), Ni (78 kg/ha) és Zn (172 kg/ha) esetén. Irodalmi adatok alapján itt jelentkezhethet először természsökkenés. Ezek persze nevetségesen kis terhelésre utalnak normál talaj esetén.

Az USEPA tervezetét 180 napra nyilvános vitára bocsátották, a nyilvános meghallgatások több városban folytak. Az USA Földművelésügyi Minisztériuma (USDA) is kifogást emelt. Az észrevételek szerint Cu-, Zn-, Ni-, ill. Cr-toxicitást még érzékeny növényeknél sem tapasztaltak 5,5 feletti pH-n, egyetlen kommunális iszapnál sem. Toxicitás még az egyszeri extrém 500 t/ha feletti kommunális iszapterhelésnél is ritkán fordul elő szabadföldön. Az irodalomban fellelhető adatok (extrém alacsony terhelések) az ásványi fémek hatását tükrözték tenyészedényekben. Javasolták ezért a továbbiakban a szabadföldi kísérletek adataival dolgozni.

191. táblázat. Kumulatív szennyezés mértéke különböző kitettségi utak esetén, kg/ha (Chang et al., 1992)

Elem jele	Szennyezettségi utak									
	1	1F	2F	3	4	5	6	7	8	9
As	6960	382	14	–	–	–	–	–	–	–
Cd	309	18,4	–	580	2,6	49,1	–	178	–	–
Cr	–	–	–	–	–	–	–	530	–	–
Cu	–	–	–	–	–	153	458	46	224	–
Pb	1190	195	378	–	–	–	–	–	–	125
Hg	2000	110	39,8	14,9	1000	–	–	–	–	–
Mo	–	–	–	–	–	5,07	–	–	–	–
Ni	5340	206	–	–	–	–	–	78	–	–
Se	1310	162	–	46,6	–	32,4	–	–	–	–
Zn	82000	5870	–	30000	–	4720	–	172	–	452

McBride (1995) és Schmidt (1997) szerint az USEPA szabályozás most már túlságosan liberális és a veszélyt alábecsüli, amikor esetenként 100-szoros koncentrációnövekedést engedélyez a talajban. Az iszap adszorpciós tulajdonságai gátolják a legtöbb mikroelem extrém növényi felvételét, de ez a védelem nem végleges és nem hatásos minden elemre, ill. növényre. Az USEPA tesztnövénynek főként kukoricát használt, mely viszonylag fémtűrő, mély gyökereket képes fejleszteni és kinőni a szennyezett talajréteget. Ezzel alábecsülte a többi növény érzékenységet, valamint a talajélőlények igényeit. Az iszap szerves anyaga köti erősebben a fémeket, ami elbomlik. Felezési idejét átlagosan 10 évre becsülik. Az iszap és a talaj ásványi összetevői (mint a Fe- és Mn-oxidok, karbonátok, foszfátok) nem képesek vagy nem elégségesek a növekvő terhelés ellensúlyozására.

#### 6. Szerpentin talajú termőhely vizsgálata. Esettanulmány

Az Újvidéki Egyetem Talajtani Tanszékével együttműködve 2002 novemberében talaj-, kőzetpor- és növénymintákat gyűjtöttünk a Fruska Góra hegység szerpentin talajú termőhelyén. A kijelölt  $10 \times 10 = 100 \text{ m}^2$  mintavételi területről 2 db átlagmintát vettünk 20–20 pontmintát egyesítve a felső 0–10 cm rétegből. Az út menti nyitott szelvény anyagát felhasználva kőzetpor (altalaj) mintavételére is sor került hasonló módon. Ezeken túlmenően 10–10 helyről külön mintáztuk a pillangós nélküli gyeptakarót,

kétszikű vadsósokként azonosított növények hajtását és erőteljes gyökértörzsét, valamint a pillangós növényeket. A minták begyűjtésében *Kastori Rudolf és Vladimir Hadzić, valamint Koncz József és Kádár Imre* vettek részt.

A serpentin talaj és a kőzetpor cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -oldható „összes” átlagos elem-tartalmát a 192. táblázatban mutatjuk be. Összehasonlításképpen közöljük a nyírlugosi savanyú homok, a mezőföldi mészlepedékes vályog és a mátraaljai barna erdőtalaj (savanyú agyagos vályog) szántott rétegének összetételét is. Amint a táblázatban látható, a serpentin talaj és a kőzetpor elemkészlete eltérő. A feltalajban mérséklődött a Mg, Ni és Co káros túlsúlya, míg a többi elem tartalma nőtt. Különösen a növényi fejlődés szempontjából fontos K, P és S makroelemek készlete többszöröződött meg a bioakkumuláció, a talajfejlődés során.

**192. táblázat.** A Fruska Gora serpentin talaja/kőzetpora és néhány jellegzetes hazai talaj elemösszetétele (cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -oldható „összes” elemkészlete)

Elem/ mértékegység	Fruska Góra talaj <sup>1</sup>	Fruska Góra kőzetpor <sup>2</sup>	Nyírlugos <sup>3</sup> talaja	Nagyhőrsök <sup>4</sup> talaja	Gyöngyös <sup>5</sup> talaja
A %	0,89	0,60	0,62	2,54	3,69
Fe %	5,44	5,36	0,58	1,97	2,47
K %	0,23	0,06	0,13	0,45	0,81
Ca %	0,66	0,33	0,09	3,46	0,71
Mg %	9,58	15,20	0,11	0,36	0,53
P mg/kg	965	326	252	903	1084
Mn mg/kg	1360	1390	205	699	996
Na mg/kg	131	105	72	208	292
Ba mg/kg	79	22	29	121	226
Zn mg/kg	108	63	17	60	96
Cr mg/kg	1055	825	11	36	52
Sr mg/kg	14	6	7	56	41
Ni mg/kg	1980	2211	6	28	35
Pb mg/kg	64	20	5	13	21
Cu mg/kg	17	11	5	19	31
Co mg/kg	115	160	3	10	15
B mg/kg	5,4	3	3	15	16
As mg/kg	3,7	<0,3	0,5	3	3
Se µg/kg	<460	<460	<460	<460	<460
Cd µg/kg	380	<48	100	200	500
Mo µg/kg	122	<78	<78	<78	<78
Hg µg/kg	<242	<242	<242	<242	<242
S mg/kg	794	216	62	277	306

*Megjegyzés:* <sup>1</sup>: Serpentin termőhely feltalaja (0–10 cm), <sup>2</sup>: Serpentin termőhely altalaja (100 cm), <sup>3</sup>: Kovárványos barna erdőtalaj, savanyú homok, Nyírlugos (Nyírség); <sup>4</sup>: Mészlepedékes csernozjom vályogtalaj, Nagyhőrsök (Mezőföld); <sup>5</sup>: Barna erdőtalaj, agyagos savanyú vályog, Gyöngyös (Mátraalja)

A serpentin talajt a szintén karbonátos mészlepedékes csernozjom vályogtalajjal összevetve megállapítható, hogy a serpentin talajban a Mg a Ca-hoz viszonyítva 15-szörös túlsúlyban van. A mezőföldi csernozjomban viszont fordítva, egy nagyságrenddel több a Ca, mint a Mg. Tankönyvi ismereteink szerint a serpentinhez hasonló Mg-talaj mezőgazdasági hasznosításra, ill. művelésre alkalmatlan, terméketlen, rossz szer-

kezetű. A csernozjomhoz képest szegény főként Al, K, Ca, Sr és B elemekben. Ugyanakkor az adott módszer szerint közel 3-szoros Fe-, 27-szeres Mg-, 29-szeres Cr- és 71-szeres Ni-készlettel rendelkezik (192. táblázat).

Mint ismeretes, a serpentin talajokban – a lúgos környezetben – a nehézfémek felvehetősége korlátozott. A mezőgazdasági művelés alatti Mg-talajok kicsi termékenysége oka döntően az abszolút és relatív K-hiány. A szabadföldi kísérletekben nyert tapasztalataink szerint melioratív K-trágyázással (1000–2000 kg/ha K<sub>2</sub>O leszántásával) pl. a kukorica szemtermése az 1–2 t/ha-ról 6–8 t/ha mennyiségre növelhető. A növények kielégítő K-felvételével a Mg-túlsúly a kationantagonizmus eredményeképpen visszaszorul, helyreállhat a kedvező K/Ca és K/Mg arány, melyet a levélanalízis adatai tükröznek. Megemlíthető, hogy ezekben a talajokban az erősen K-fixáló agyagásványok (mint a vermiculit és szmektit) az uralkodók. A korábban taglalt mezőföldi csernozjom vályogban ezzel szemben a gyengén K-fixáló illit és a vegyes rácsú ásványok túlsúlya a meghatározó (Kovačević *et al.*, 1996; Kádár *et al.*, 1997; Kovačević & Kádár, 1998).

Ami a Cr, Ni és Co nehézfémeket illeti, tartalmuk meghaladja a 10/2000. KÖM–KHVM–FVM–EüM rendelet szerinti szennyezettségi határkoncentrációkat a serpentin talajban. A 193. táblázat adatai szerint a határkoncentrációt a Co kereken 8-szorosan, a Cr 35-szörösen és a Ni 79-szeresen lépi túl. Mivel a beavatkozási C-szennyezettségi kategóriák túllépése is fennáll, elkerülendő a fito/zoo/öko/humán toxikológiai jelenségek fellépését, a hatósági logika szerint akár talajcserére is sor kerülhetne. Ez a példa jelezheti a szabályozás egyoldalúságát, amennyiben a talajviszonyokra, elemformákra stb. nem vagyunk tekintettel. Lássuk a továbbiakban a serpentin termőhely növényzetének összetételét.

193. táblázat. A króm, nikkel és kobalt talajszennyezettségi határértékei a 10/2000. KÖM–KHVM–FVM–EüM rendelet szerint, valamint a serpentin talaj (Fruska Góra, Szerbia) elemkészlete

Elem jele	Szennyezettségi határkoncentrációk kategóriái*					Szerpentin talaj
	A	B	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	
Összes tartalom, mg/kg talajban						
Cr	30	75	150	400	800	1055
Ni	25	40	150	200	250	1980
Co	15	30	100	200	300	115
Szennyezettségi kategória túllépése a szerpentin talajban						
Cr	35,2	14,1	7,0	2,6	1,3	1,0
Ni	79,2	49,5	13,2	9,9	7,9	1,0
Co	7,7	3,8	1,2	–	–	1,0

A: szennyezetlen háttérkoncentráció; B: szennyezettségi küszöbérték; C: beavatkozási határértékek; C<sub>1</sub>: fokozottan érzékeny, C<sub>2</sub>: érzékeny, C<sub>3</sub>: kevésbé érzékeny

Összehasonlításképpen itt is bemutatjuk a mezőföldi csernozjomon termett egyszikű (telepített pillangós nélküli gye), kétszikű (sóska) és egy pillangós növény (lucerna) légszáraz hajtásának, valamint a serpentin talajon termett egyszikű pillangós nélküli gye, vadsóska-féle kétszikű hajtása és gyökértörzse, ill. egy pillangós, légszáraz hajtásának elemtartalmát a 194. táblázatban. Az ICP vizsgálatok 24 elemre terjedtek ki. Az adatokból megállapítható, hogy a serpentin talajon nőtt növények hajtása általában szegény a hagyományosan esszenciálisnak tekintett makroelemek tekintetében, viszont

1–2 nagyságrendbeli dúsulást jelezhet a Ni, Cr, Co, Hg és Pb nehézfémek terén. Megemlíthető, hogy bár a szerpentin talaj S elemében gazdag, a növények S-tartalma kicsi. E talajokban a szulfid formában kötött ásványok uralkodnak.

**194. táblázat.** Mészlepedékes csernozjom és szerpentin talajon termett légszáraz növények elemösszetétele

Elem jele	Mértékegység	Mészlepedékes csernozjom			Szerpentin talaj (Fruska Góra)			
		Egy-szikú <sup>1</sup>	Két-szikú <sup>2</sup>	Pillangós <sup>3</sup>	Egy-szikú <sup>4</sup>	Két-szikú <sup>5</sup>	Két-szikú <sup>6</sup>	Pillangós <sup>7</sup>
K	%	2,89	4,81	2,00	1,08	0,80	3,12	1,50
N	%	2,31	2,40	3,50	1,37	1,69	2,59	2,79
Ca	%	0,67	1,55	3,30	0,24	0,95	1,47	2,02
P	%	0,34	0,94	0,22	0,13	0,21	0,24	0,20
S	%	0,36	0,26	0,50	0,15	0,12	0,20	0,23
Mg	%	0,32	0,80	0,35	0,20	0,27	2,19	0,94
Na	mg/kg	780	49	220	18	372	60	19
Mn	mg/kg	167	113	90	34	36	76	52
Fe	mg/kg	243	265	261	209	904	3359	1692
Al	mg/kg	187	220	140	88	64	299	254
Sr	mg/kg	23	41	150	9	24	20	29
Zn	mg/kg	12	28	14	24	35	26	30
B	mg/kg	6	27	58	2	17	24	29
Ba	mg/kg	6	17	11	41	34	26	34
Cu	mg/kg	8	6	5	3	7	4	4
Mo	mg/kg	1	2	0,4	<0,1	0,1	0,1	0,2
Ni	mg/kg	1	1	0,4	9	21	158	40
Cr	mg/kg	<0,2	0,5	0,2	4	11	41	49
As	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cd	mg/kg	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Co	mg/kg	<0,1	0,2	0,1	0,3	1,7	5,4	2,2
Hg	mg/kg	<0,1	<0,1	<0,1	0,6	0,6	0,6	0,7
Pb	mg/kg	<0,1	0,4	<0,1	1,2	0,3	3,1	2,0
Se	mg/kg	<0,1	0,8	<0,1	0,4	<0,1	<0,1	0,5

*Megjegyzés:* <sup>1</sup>: telepített pillangós nélküli gyepek; <sup>2</sup>: sóska hajtása; <sup>3</sup>: lucerna széna; <sup>4</sup>: pillangós nélküli gyepek hajtása; <sup>5</sup>: vadsóska-féle kétszikű hajtása; <sup>6</sup>: vadsóska-féle kétszikű gyökértörzse; <sup>7</sup>: kislevelű pillangós hajtása

A 195. táblázatban összevethető a Cr, Ni és Co elemek szokásos háttértartalma szennyezetlen talajon, a szennyezett talajon gyakori koncentrációk tartományai, a különböző növényfajokra már toxikusnak talált, illetve a termesztett takarmányban használlatokra károsnak tekintett koncentrációi. A szerpentin talajon termelt növények 4–49 mg/kg krómot halmoztak fel szárazanyagukban. Mezőföldi mészlepedékes csernozjom talajon beállított mikroelem-terhelési kísérletben a sóska levélhajtása 9,5 mg/kg Ni- és 3,7 mg/kg Cr- akkumulációt mutatott a kísérlet 9. évében (*Kádár & Daoud, 2003*). Terméscsökkenést a maximális mikroelem-terhelés sem okozott.

A kísérlet, ill. a talajterhelés 2. évében a sárgarépa hajtása maximálisan 0,4 mg/kg Cr-akkumulációra volt képes, az e feletti terhelésnél a növény kipusztult. A főként nagytestű kétszikű gyomok (*Amaranthus*, *Chenopodium* fajok) viszont 11 mg/kg krómot voltak képesek akkumulálni a hajtásukban. A Ni-koncentráció a sárgarépa hajtá-

sában 7 mg/kg, a gyomhajtásban maximálisan 19 mg/kg értékeket ért el. A Ni-terhelés toxicitást nem eredményezett (Kádár et al. 2000).

A 195. táblázat adataiból is kiolvasható, hogy a serpentin talajon termett növények Co-tartalma jelentéktelen maradt annak ellenére, hogy a talaj összes Co-készlete közel 4-szeresen haladta meg a szennyezettségi küszöbértéket. Lúgos környezetben a kobalt kevésbé felvehető. Az itt termő növények ugyanakkor alkalmazkodtak a talaj extrémén nagy Cr- és Ni-kínálatához. Gyökerükben, hajtásukban olyan nagy mennyiségű Cr és Ni elemet voltak képesek felhalmozni szemmel láthatóan károsodás nélkül, mely más nem adaptálódott fajok pusztulásához vezethetne.

**195. táblázat.** A Cr, Ni és Co elemek határkoncentrációi a növényben és a takarmányokban, ill. a serpentin talajon nőtt növényi részek elemtartalma

Elem jele	Kritikus koncentrációk kategóriái				Növények serpentin talajon
	Háttér/szokásos szennyezetlen	Szennyezett talajon termett	Fitotoxikus <sup>1</sup> tartomány	Takarmányban <sup>1</sup> káros	
Cr	<1	1–2	2–20	>50	4–49
Ni	<5	2–10	20–50	>50	9–40
Co	<0,5	5–15	20–100	>10	0,3–5,4

Megjegyzés: <sup>1</sup> Chaney (1982) és Brauer (1998) szerint

## Talajtulajdonságok figyelembe vétele a szabályozásban

### 1. A kötöttség/agyagtartalom és a humusz

A talajok kötöttségével általában nő a kolloidális rész mennyisége (ásványi és szerves kolloidok), ill. a kationmegkötő képessége. A korábban bemutatott lengyel szabályozásban a határkoncentrációk az agyagos és szerves anyagban gazdag talajon (a Cd, Cu, Ni, Pb és Zn nehézfémek esetében) 2–4-szeresére nőhetnek a gyengén és közepesen kötött talajokhoz viszonyítva. Az ugyanitt közölt holland számítási módszer a Hg, Cd, Cu, As, Pb és Zn elemeknél a talaj agyag %-án túl a humusz %-át is figyelembe veszi. Mivel ásványi talajokban az agyag mennyisége általában egy nagyságrenddel nagyobb a humusz %-ánál, a szerves anyag valójában alárendelt szerephez jut. Ez alól némileg a kadmium képezhet kivételt, amennyiben az agyag % + 3 humusz % szerepel a megadott képletben. Nem ásványi talajok esetében (tőzeg, láp) természetesen a szerves anyag döntő tényezővé válhat (Kádár, 2007).

Amint láttuk, az Egyesült Államokban Chaney (1982) a kötöttebb, kolloidban gazdag 15 feletti CEC értékű talajokon 4-szeres Cd-, Ni-, Cu-, Zn- és Pb-terhelést javasolt iszapkihelyezés esetén szántóföldön, összevetve a kolloidszegény 5 alatti CEC értékű talajokkal. A holland–német tenyészedény vizsgálatokban is megfigyelhető volt, hogy a talajok elemkészlete döntően a finom ásványi részekkel, a kötöttséggel állhat kapcsolatban. A talaj azonban túlságosan összetett rendszer ahhoz, hogy egyenes összefüggést kereshetnénk egy-egy tulajdonságával. Ez alól a CEC vagy T-érték, tehát a kationcserélő kapacitás sem jelent kivételt. Más oldalról nehézkes a laboratóriumi meghatározásuk is (Kádár, 2007).

**196. táblázat.** A talaj agyagtartalmának és összes (királyvíz-oldható) elemkészletének (mg/kg) összefüggése (*Baden-Württemberg, 1993*)

Elem jele	Agyag %-a a talajban					
	8 alatt	8–17	17–27	27–45	45–65	65 felett
Hg	0,05	0,10	0,10	0,10	0,12	0,20
Tl	0,2	0,4	0,4	0,4	0,5	0,7
Cd	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0
As	6	15	17	17	17	17
Cu	10	20	30	35	50	60
Ni	15	25	40	55	70	100
Cr	20	35	50	60	75	90
Pb	25	35	40	50	55	55
Zn	35	60	75	95	110	150

*Megjegyzés:* Homok 8 alatt, homokos vályog 8–17, vályogos homok 17–27, vályog 27–45, agyagos vályog 45–65, agyag 65 % feletti agyagtartalommal

A Belgiumban végzett országos felmérés (*Verloo & Willaert, 1990*) szintén a kötöttség szerepét hangsúlyozza. Míg a Cd és Hg elemek inkább csökkenő trendet mutattak, az Pb, As, Mo, Zn és Cu 2–4-szeres, a Cr és Co 6-szoros, a Ni 25-szörös dúsulást jelzett az agyagos talajon, a homokhoz képest. A hazai TIM pontok mérési adatait homok-, vályog-, agyagféleség szerint átlagolva azt tapasztaltuk, hogy agyagban az elemek dúsulása 2–4-szeres értéket ért el a növekvő kötöttséggel (*Németh et al., 1997*). Baden-Württemberg (1993) irányelveiben az Pb és As 2–3-, míg a Hg, Cr, Cd, Zn, Cu és Ni 4–6-szoros készletet mutat agyagon a homokhoz viszonyítva. A háttérértékek megállapítására ezek az A-értékek szolgálnak (*196. táblázat*).

## 2. A pH, mészállapot, talajsavanyúság

Mészhiányos/savanyú, szennyezésre érzékeny talajokra dolgozták ki általában terhelési, talajszennyezettségi határértékeket. Erre utal a korábban bemutatott lengyel és holland szabályozás, illetve a holland–német vizsgálat. A fémek, nehézfémek, kationok karbonátos talajban nem mobilisak, kevésbé veszélyeztethetik a talajvizet és a táplálékláncot, a növénybe kerülésük korlátozott. A nyugat-európai szakirodalomban karbonátos talajokkal folyt kísérleteket szinte nem is találunk. Megjelenik viszont a „kritikus pH” fogalma, a pH-határérték, mely alatt az egyes elemek növényi felvehetősége megnő. Erre volt példa *Brauer (1998)* javaslata, valamint *Kabata-Pendias és Adriano (1995)* munkája, melyben a vizsgált fémek mobilitási trendjeit a talaj-pH függvényében ábrázolták (in: *Kádár, 2007*).

A növénybeni dúsulás, illetve felvehetőség jellemzésére gyakran használatos a transzfer koefficiens (Tc) megadása elemenként. A Tc tág határok között mozoghat, elemenként és a vizsgált növényfajonként, szervenként nagyságrendileg eltérhet. Erre jó példa *Verloo és Willaert (1990) 197. táblázatban* összefoglalt Tc értékei, melyeket tenyészedényben nyertek savanyú talajon. Karbonátos talajon a nehézfémekre adott Tc-értékek általában nagyságrenddel kisebbek. A *Sauerbeck (1982, 1985)*, valamint *Kloke (1988)* által szintén savanyú talajon, Németországban nyert Tc dúsulási együtt-



hatókat és a kritikus növénybeni elemkoncentrációkat a 198. táblázatban tanulmányozhatjuk.

197. táblázat. Transzfer koefficiensek (Tc) némely növényre és elemre (Verloo & Willaert, 1990 nyomán)

Növényfaj	Cd	Zn	Ni	Cu	Pb
Zab, hajtás	1,5	1,2	0,7	0,05	0,02
Zab, szalma	0,5	1,8	0,2	0,01	0,02
Zab, szem	0,1	0,4	0,5	0,02	0,002
Kukorica, hajtás	1,0	0,6	0,1	0,07	–
Spenót, lomb	5,2	2,0	0,5	0,51	–
Retek, lomb	5,2	1,7	0,7	0,68	–
Retek, gyökér	0,7	0,4	0,1	0,13	–

Megjegyzés: Tc = növényi koncentráció/növekedés/talaj koncentráció/növekedés

198. táblázat. Talaj/növény dúsulási együttható (Tc) és a növényi koncentrációk kritikus értékei (Sauerbeck, 1982, 1985; Kloeke, 1988)

Elem jele	Dúsulási faktor	Növényi koncentráció, mg/kg szárazanyagban		
		Általában	Kritikus növényre	Kritikus takarmányban
Cd	1–10	1 alatt	5–10	0,5–1
Zn	1–10	15–150	150–200	300–1000
Tl	1–10	5 alatt	20–30	1–5
Mo	1–10	0,1–1	–	10–20
Cu	0,1–1	3–15	15–20	30–100
Ni	0,1–1	5 alatt	20–30	50–60
Co	0,01–0,1	0,5 alatt	10–20	10–50
Cr	0,01–0,1	1 alatt	1–2	50–3000
Hg	0,01–0,1	0,5 alatt	0,5–1	1 alatt
Pb	0,01–0,1	1–5	10–20	10–30

Amennyiben a talajok összes elemkészletét határozzuk meg, a pH-t nem tudjuk (mint korrekciós tényezőt) közvetlenül figyelembe venni az egyes elemek határkoncentrációiban. Erre a mobilis, vízzoldható, talajoldatba kerülő frakciók meghatározásánál kerülhet sor elsősorban. Példaképpen bemutatjuk az  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -oldható elemtartalmakat szennyezetlen talajon, a  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  függvényében, melyet Baden-Württemberg szabályozása tartalmaz. A módszer szabványosított Németországban. A 199. táblázatban látható, hogy a növekvő pH-val egyes elemek mobilitása nőhet, csökkenhet, vagy érdemben nem módosul.

A 199. táblázatban közölt adatok szerint tehát pl. amennyiben a  $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$  7,5 értékről 4,0 alá süllyed, a Cr és Tl 3-, a Ni 4-, a Mn 10-, a Co 25-, a Cd 27-, a Zn 50, a Be 150-, az Pb 1000-szeres koncentrációt mutathat. A Hg-, Bi-, Ag-, U-, V-, As- és Cu-koncentrációk érdemben nem változnak, míg a Sb 8-, a Mo 11-szer alacsonyabb mobilitással rendelkezett, ill. alacsonyabb koncentrációt jelezhet. A vizsgálatokat erősen szennyezett és/vagy erősen savanyú talajokon célszerű elvégezni kiegészítő jelleggel. A kutatások már néhány esetben a C-értékekre is útmutatást adnak a fitotoxicitás, talajmikrobák és a vízminőség ill. az egész tápláléklánc védelmére tekintettel. Az eredményeket a 200. táblázat tünteti fel Prüess (1997) nyomán.

**199. táblázat.** Szennyezetlen talajok mobilis (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-oldható) mikroelem-tartalma (µg/kg) D-Németországban a talaj pH(CaCl<sub>2</sub>) függvényében (Prüess, 1997)

Elem jele	pH(CaCl <sub>2</sub> ) a talajban								
	4 alatt	4,0-4,5	4,5-5,0	5,0-5,5	5,5-6,0	6,0-6,5	6,5-7,0	7,0-7,5	7,5>
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bi	1	1	1	1	1	1	1	1	3
Ag	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
U	5	4	3	3	3	3	3	4	5
Sb	5	5	5	5	7	10	20	30	40
Mo	10	10	10	25	30	50	60	70	110
V	40	30	20	15	15	15	15	20	30
Tl	50	30	20	15	12	10	12	15	15
Cr	50	40	15	12	10	10	12	15	15
As	60	50	40	40	40	40	40	45	50
Be	60	40	20	5	1	0,6	0,4	0,4	0,4
Cd	80	50	20	15	10	5	3	3	3
Cu	300	280	250	250	250	250	300	350	400
Co	500	500	200	70	30	25	20	20	20
Ni	1000	1000	600	300	250	200	200	200	200
Pb	3000	2000	150	30	15	10	6	4	3
Zn	5000	4000	3000	1000	300	200	170	130	100
Mn	30000	28000	25000	20000	15000	10000	5000	4000	3000

*Megjegyzés:* Módszere: 20 g talajt 50 ml 1 mólos NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> oldattal 2 órán át rázatunk

**200. táblázat.** Az NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-módszerrel becsült C-értékek (µg/kg) a talajban (Prüess, 1997 nyomán)

Elem jele	Élelem- növény	Takarmány- növény	Fitotoxikus hatás	Talaj- mikrobák	Vízminőség	
					Feltalajban	Altalajban
Hg	–	–	–	5	5	1
Bi	–	–	–	–	–	–
Ag	–	–	–	5	5	1,5
U	–	–	–	–	25	5
Sb	–	–	–	–	1000	40
Mo	–	500	–	–	–	–
V	–	–	–	100	100	30
Tl	30	30	–	–	–	30
Cr	–	–	50	100	100	15
As	100	100	600	–	100	50
Be	–	–	–	–	60	15
Cd	20	20	–	–	80	25
Cu	–	800	2000	1000	1000	400
Co	–	150	500	–	500	150
Ni	–	–	1000	–	1000	600
Pb	30	30	–	–	3000	200
Zn	–	5000	10000	–	5000	1500
Mn	–	–	30000	–	–	–

### 3. Hazai tapasztalatok

A 10/2000. (VI. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM együttes rendelete rendelkezik a felszín alatti vizek és a földtani közeg minőségi védelmét szolgáló határértékekről. A földtani közeget ért szennyezések és azok hatásainak környezetvédelmi minősítéséhez és a szükséges védelmi intézkedések megtételéhez szennyezettségi határértékeket (B), ill. intézkedési szennyezettségi határértékeket (Ci) kell alkalmazni. A háttérkoncentrációkat (A) irányértéknek kell tekinteni mindaddig, míg a tényfeltáró vizsgálatok során meghatározzák az adott területre jellemző bizonyított háttérkoncentrációkat (Ab).

Az (A) háttérkoncentráció olyan reprezentatív érték, mely a természetes vagy ahhoz közeli állapotra általában jellemző, míg az (Ab) bizonyított háttérkoncentráció az adott helyen mért konkrét geokémiai/talajtani paraméter. A (B) szennyezettségi határérték a talaj multifunkcionalitását és a felszín alatti vizek szennyezéssel szembeni érzékenységét figyelembe vevő, kockázatosnak tekintett anyagkoncentráció. A (Ci) intézkedési határérték viszont a terület érzékenységi besorolásától függően (C1 = fokozottan érzékeny, C2 = érzékeny, C3 = kevésbé érzékeny) eltérő koncentrációt jelenthet. Meghaladása esetén a felügyelőségnek intézkednie kell. Kevésbé érzékeny területen azonban elvileg a jogszabály lehetővé teszi az (E) egyedi szennyezettségi határérték, ill. a (D) kármentesítési szennyezettségi határérték megállapítását is.

A (D) kármentesítési határérték komplex értékelésen és olyan mennyiségi kockázatfelmérésen alapuló koncentráció, melyet a területhasználat figyelembevételével kármentesítési eljárás keretében állapít meg a hatóság. Ezt a koncentrációt kell elérni a kármentesítés eredményeképpen, az emberi egészség és az ökoszisztémák károsodásának megelőzése érdekében. Nyilvánvaló, hogy a talaj eredeti károsanyag-tartalmától, a talajhasználatától, ill. a talajtulajdonságoktól függően ez a még biztonsággal eltűrhető károsanyag-koncentráció akár nagyságrenddel is eltérő lehet. Az egyes káros anyagokra/elemekre vonatkozóan külön-külön kell a határértéket megállapítani, hiszen azok viselkedése is egyedi lehet. A megállapított (D) kármentesítési határérték értelemszerűen nem lehet alacsonyabb, mint a bizonyított (Ab) háttérkoncentráció.

Az (E) egyedi szennyezettségi határérték szintén telephely/termőhely-specifikus koncentráció, melyet a tényleges helyzet ismeretében, mennyiségi kockázatfelmérésre támaszkodva és a területhasználat figyelembevételével állapíthat meg az eljáró hatóság. Az (E) egyedi határérték alkalmazható a (B) szennyezettségi határérték helyett olyan esetben, amikor az (Ab) bizonyított háttérkoncentráció meghaladja a (B) szennyezettségi határértéket. Az (E) egyedi szennyezettségi határérték nem lehet szigorúbb a (B) szennyezettségi határértéknél és nem lehet enyhébb a ténylegesen mértnél, ill. a (D) kármentesítési határértéknél.

A fémek és félfémek talaj- (földtani) szennyezettségi határértékeit Magyarországon a 201. táblázat; a fémek, félfémek és szervetlen vegyületek vízszennyezettségi határértékeit a 202. táblázat tünteti fel.

**201. táblázat.** A fémek és félfémek talaj (földtani) szennyezettségi határértékei Magyarországon. Összes tartalom (mg/kg sz.a.) a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM rendelete szerint

Elem jele	Szennyezettségi határkoncentrációk kategóriái					Kockázati fokozat
	A	B	C1	C2	C3	
Ba	150	250	300	500	700	K2
Zn	100	200	500	1000	2000	K2
Cr(összes)	30	75	150	400	800	K2
Cu	30	75	200	300	400	K2
Pb	25	100	150	500	600	K2
Ni	25	40	150	200	250	K2
Co	15	30	100	200	300	K2
As	10	15	20	40	60	K1
Sn	5	30	50	100	300	K2
Mo	3	7	20	50	100	K2
Cd	0,5	1	2	5	10	K1
Ag	0,3	2	10	20	40	K2
Hg	0,15	0,5	1	3	10	K1
Cr(VI)	Kh	1	2,5	5	10	K1

*Megjegyzés:* Kh: analitikai kimutathatósági határ; K<sub>1</sub>: erős kockázat; K<sub>2</sub>: mérsékelt kockázat

**202. táblázat.** A fémek, félfémek és szervesetlen vegyületek vízszennyezettségi határértékei Magyarországon. Összes tartalom a felszín alatti vizekben a 10/2000. (V. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM rendelet szerint

Elem jele	Szennyezettségi határkoncentrációk kategóriái					Kockázati fokozat
	A	B	C1	C2	C3	
Fémek és félfémek, µg/l						
Ba	200	700	1000	1500	2000	K2
B	100	500	750	1000	1500	K2
Zn	65	200	300	500	1000	K2
Cu	10	200	300	500	1000	K2
Ni	5	20	50	75	100	K2
As	5	10	20	50	75	K1
Mo	5	20	75	100	300	K2
Pb	3	10	40	75	100	K2
Sn	2	10	50	100	150	K2
Cr	1	50	100	150	200	K2
Co	1	20	40	75	150	K2
Se	1	5	10	20	50	K2
Cd	0,4	5	6	8	10	K1
Hg	0,2	1	1,5	2	3	K1
Cr(VI)	Kh	10	20	30	40	K1
Ag	Kh	10	50	80	100	K2
Szervesetlen vegyületek, mg/l						
Szulfát	200	250	500	700	1000	K2
Nitrát	10	25	80	120	200	K2
Szervesetlen vegyületek, µg/l						
Fluorid	500	1500	2000	3000	4000	K2
Ammónium	250	500	1000	3000	4000	K2
Cianid összes	20	100	200	500	1000	K1
Cianid 4,5 pH	20	50	100	150	300	K1
Tiocianátok	Kh	50	100	300	1500	K1

Elsőként bemutatjuk a *Magyar Állami Földtani Intézet (MÁFI)* és a *Budapesti Fővárosi Növényegészségügyi és Talajvédelmi Állomás (BFNTÁ)* által végzett hazai geo-kémiai felvételezés összevont eredményeit a *203. táblázatban*. A felvételezés 196 mintavételi helyet reprezentál, alapvetően az ártéri üledékek 50–60 cm rétegének összetételét tükrözve. Analízisek az összes elemtartalomra vonatkoznak meleg királyvizes, részben cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kioldással. A két módszer közelálló eredményeket adott, de csak részlegesen képes feltárni a talajok teljes elemkészletét.

Az elemzés nem terjedt ki a Cr(VI), Sn és Mo elemekre, melyek pedig a hazai szabályozásban szerepelnek (lásd a *201. táblázatot*). A *MÁFI–BFNTÁ* vizsgálatok arra utalnak, hogy termőhelyeink egy részén pl. az A-értéket többszörösen meghaladó, kiugró Ba-koncentráció is előfordulhat. Hasonló a helyzet a Zn, Cr, Cu, Pb, As, Cd és Hg esetén, tehát a legtöbb vizsgált elemnél. Valójában ilyen kiugró, magas regionális szennyezettséget csupán két elem (a Ni és Co) nem mutatott (*Ódor et al. 1995*).

A német–magyar környezetvédelmi együttműködés keretében a NEUKEM német és BFNTÁ magyar partner közös felvételezéseket végzett a hazai természetvédelmi területeken az A-értékek (háttérterhelés) becslése céljából. A 40 mérési hely adatainak nagy szórása arra utalt, hogy a geológiai háttér meghatározó. Így pl. a Bükk területe kiemelkedett a talajok, ill. kőzetek nagy fémtartamával, mint az Al, Fe, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Pb és Zn. A vizsgálatok összefoglaló eredményeit a *204. táblázat* közli. A táblázatban feltüntettük az átlag, minimum, maximum, medián és a mintaszám értékeket is.

*203. táblázat. Ártéri üledékek 50–60 cm rétegének összetétele (MÁFI, n = 196, Ódor et al., 1995)*

Elem	Átlag	Min.	Max.	Normál	Emelkedett	Kiugró
Ba	105	13	414	85–175	175–220	220 felett
Sr	83	12	566	60–160	160–280	280 felett
Zn	79	4	900	30–120	120–300	300 felett
Cr	26	1	311	15–51	51–100	100 felett
Ni	23	2	56	12–27	27–43	43 felett
Cu	22	1	216	13–46	46–66	66 felett
Pb	19	2	218	10–30	30–60	60 felett
Li	16	4	38	8–20	20–35	35 felett
As	13	2	505	5–14	14–30	30 felett
Co	9	1	21	6–12	12–18	18 felett
B	9	2	30	6–11	11–18	18 felett
Cd	0,6	0,5	12	0,5–3	3–5	5 felett
Ag	0,2	<0,2	1,3	0,2–0,3	0,3–0,5	0,5 felett
Hg	0,1	<0,02	1,0	0,06–0,2	0,2–0,3	0,3 felett

*Megjegyzés:* Ag, Ba, Hg, Li, Sr: MÁFI elemzése meleg királyvizes kioldással; As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn: BFNTÁ elemzése cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kioldással

A *204. táblázat* adataiból látható, hogy a vizsgált 40 mintából 38 esetben mérés-határ alatt maradt a Se, 33 esetben a Sb, 16 esetben a Tl, 13 esetben a Sn, 11 esetben a Hg. Itt sem történt mérés a hazai szabályozásban érintett Cr(VI), Ba és Mo elemekre. Összességében az átlag és medián értékei alacsony koncentrációkra utalnak természetvédelmi területeinken. A maximum tartalmak közül is csak egy elem (a Cd) haladja meg a B szennyezettségi küszöbértéket (*Neukem, 1995*).

A talajok és kőzetek alapterheltségi szintjeit ellenőrizve hazánk főbb régióiban a MÁFI adatbázisa alapján *Németh és munkatársai (1997)* azt találták, hogy a Kisalföld és Ny-Magyarország peremvidéke a leggazdagabb a vizsgált elemekben. Erősen meg-

kötőnek bizonyultak a vörösayagos üledékek Fe-oxi-hidroxidjai. Az országos átlaghoz közelinek találták a Dunántúli-dombság és az Északi-középhegység talajait és kőzeteit. Mezőföld löszön képződött karbonátos talajai és üledékei bizonyultak a legszegényebbeknek az As, Co, Pb, Cr, Ni, Zn és Ba elemek tekintetében. Az eredményeket a 205. táblázatban tanulmányozhatjuk.

**204. táblázat.** Természetvédelmi területeinken mért összes elemkészlet a feltalajban (NEUKEM–BFNTÁ vizsgálatok, 1995), mg/kg

Elem	Átlag	Minimum	Maximum	Medián	Mintaszám (n)
Zn	41	6,7	115,9	26,3	40
V	33	5,4	78,2	24,3	40
Cr	22	4,6	52,6	16,0	40
Pb	17	5,2	39,7	14,0	40
Ni	16	3,1	37,3	12,9	40
Cu	10	1,1	24,1	6,5	40
Co	8	1,4	19,1	6,9	40
As	5	0,8	13,2	3,1	40
Sn	1,2	0,52	2,29	1,15	27
Cd	0,5	0,04	3,69	0,11	40
Sb	0,4	0,25	0,54	0,36	7
Tl	0,3	0,11	0,63	0,21	24
Hg	0,1	0,03	0,32	0,06	29
Se	0,1	0,06	0,07	0,06	2

*Megjegyzés:* Módszer: cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás. Kritikus elemek méréshatára: Sn: 0,5; Sb: 0,25; Tl: 0,1; Se: 0,05 és Hg: 0,03 mg/kg

**205. táblázat.** Hazai talajok elemösszetétele és a javasolt háttérértékek a TIM (1995) pontok mérései alapján (Németh et al., 1997 nyomán), mg/kg

Elem jele	Szokásos érték	Javasolt határérték	Elem jele	Szokásos érték	Javasolt határérték
Hg	0,002–0,1	0,15	Cu	1–50	30
Cd	0,1–1	0,5	Cr (összes)	2–50	30
Mo	1–5	3	Ni	2–50	25
As	1–15	10	Pb	2–50	25
Co	1–20	15	Zn	5–150	100

*Megjegyzés:* cc. HNO<sub>3</sub> + cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kioldás 1992. évi alapállapot felmérésekor

A *Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM)* 1992. évi alapállapot felvételezéséből származó összefoglaló adatokat a talajok fizikai félesége szerint átlagolva korábban mutattuk be (Kádár, 2007) a belga talajokkal való összevetés céljából. A mintegy 1200 pontból vett minták vizsgálatának eredménye szerint a mikroelemkészlet elsősorban a talajok mechanikai összetételével mutatott jó összefüggést. A homok–vályog–agyag csoportokban az egyes elemek tartalma az alábbiak szerint alakult (mg/kg): As: 3–7–6; Cd: 0,3–0,5–0,6; Co: 3–8–12; Cr: 6–17–26; Cu: 10–18–26; Pb: 9–16–26; Zn: 19–44–71; Hg: 0,02–0,03–0,05; Mo: 0,6–0,9–1,6. Megemlítenéd, hogy a talajok kötöttségével agyag- és humusztartalmuk egyaránt emelkedett (Németh et al.,

1997). A hazai talajok összetételét a TIM pontok eredményei alapján és a javasolt háttértékeket a 205. táblázat tekinti át.

#### 4. Talajtulajdonságok változása tartós iszapterheléssel

A továbbiakban vitára bocsátjuk *Th. Diez, a Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (Bajor Mezőgazdasági Hivatal)* igazgatójának javaslatát, bemutatva munkái alapján München város szennyvíziszap-elhelyezése terén nyert évtizedes tapasztalatait. Mint ismert, szakmai körökben hosszú idő óta vita folyik a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásáról. A szigorodó előírások abból indulnak ki, hogy az iszaptrágyázás összetételéből eredően a környezetet, a tápláléklánc egészét veszélyeztetheti. A vita középpontjában a nehézfémek, ill. általában a káros elem-dúsulások állnak.

Az 50/2001. (IV. 3.) sz. Kormányrendelet alapján pl. hazánkban az iszapban maximálisan 2500 mg/kg Zn lehet, iszappal 30 kg/ha/év juttatható ki termőföldre amíg a szántott rétegben a Zn-készlet el nem éri a 200 mg/kg mennyiséget. A maximális Zn-tartalmú iszaptól tehát 12 t/ha juttatható ki évente és 10 év után a kezelt talaj, mely eredetileg 100 mg/kg Zn-készlettel bírhatott, 200 mg/kg Zn-tartalmúvá válhat. A 300 kg/ha bevitt Zn 100 mg/kg Zn-akkumulációt eredményezhet a feltalajban (1 mg/kg = 3 kg/ha). A talaj ezt követően többé nem terhelhető. Hogyan tovább?

Hogyan szabadulhatunk meg a szennyvíziszapoktól, ha a termőföldön való elhelyezést lehetetlenné tesszük vagy megtiltjuk? A lerakás sem igazi alternatíva. A depók kialakítása is költséges, szűkében vagyunk városok környékén a megfelelő depóhelyeknek, a lerakáshoz az iszapot kezelni/meszezni, vízteleníteni kell stb. Az égetés sem problémamentes: a legdrágább megoldás, energiaigényes. A légszennyezés miatt külön tisztítani kell a véggázokat és a salaknak külön depó szükséges.

*Diez (1982)* Németországban javasolta, hogy legyenek kijelölve a nagyvárosok mellett szennyvíziszap-elhelyezési kármentesítési területek, ahol „ellenőrzött gazdálkodás” folyhatna. Itt speciális (emelt) terhelhetőségi és talajszennyezettségi határértékeket lehetne megállapítani. A szerző München város tapasztalataira támaszkodik, ahol 1000 ha-on évente 35000 tonna iszap szárazanyagot adtak ki évtizedek óta a már erősen terhelt területen és közben jelentős terménynövekedést könyvelhettek el. A tisztítómű 1925-ben nyílt meg az Isar folyó hordalékán képződött terméketlen legelőn, mely a 900 mm éves csapadék ellenére sülévényes, sekély termőrétegű. A pararendzina talaj AB-szintje mindössze 18 cm, a 18 cm alatt már a meszes-dolomitos murva alapkőzet található. A terméketlenség fő oka a sekély termőréteg, a víztartó képesség hiánya. A kijuttatott iszap tápanyagokban igen gazdag: 1,4% N; 0,2% NH<sub>4</sub>-N; 2,1% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; 0,5% K<sub>2</sub>O a szárazanyagban, melynek 43%-a a szerves anyag. A szennyező forrásokat mérsékeltek, az ipari szennyvizet folyamatosan tisztítják az 1970-es évek vége óta. Amint a 206. táblázatban látható, különösen a Pb- és Cd-tartalom csökkent drasztikusan az iszapban és ma már egyetlen szennyező sem lépi túl a megengedett határértéket a mésztejes kezelés óta.

Ahogy nőtt a népesség, nőtt a kihelyezett mennyiség is. Az 1960-as évektől 3–4 évenkénti ciklusokban esetenként 100 t/ha szárazanyag adagot is elérte. A talajba keverés folyamatos mélyítő szántást igényelt, mellyel a kijuttatott iszap tömeg látványosan átalakította az eredeti talaj jellemzőit. A talajprofil mélysége 18 cm-ről 38 cm-re nőtt. Annak ellenére, hogy az iszap Ca-ban gazdag és a felszántott alapkőzet is

meszes, a pH enyhén csökkent. A pórusok egy részében anaerob viszonyok jöhetnek létre, a szerves anyag bomlása részlegesen meggyébe. Emellett mészcseccskék is jelen vannak. A talajba szántott szerves anyag 50–60%-a nem bomlott el, ezzel meggyécserezve annak humuszkészletét (207. táblázat).

206. táblázat. A müncheni szennyvíziszap átlagos fémtartalma, mg/kg sz.a. (In: Diez, 1982)

Vizsgálat éve	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd
1976	3490	640	3690	560	157	128
1980	2296	561	261	396	130	25
1980*	1080	247	231	123	66	15
Határérték	3000	1200	1200	1200	200	20

Megjegyzés: \*Iszap: CaO = 1:0,7 keveréke. Az 1976. évi iszap szárazanyagában 43% szerves anyag; 2,1% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; 1,4% N; 0,2% NH<sub>4</sub>-N és 0,5% K<sub>2</sub>O volt

207. táblázat. Iszapterhelés hatása a talaj főbb jellemzőire Diez (1982) kísérletében

Iszapterhelés, szárazanyag	Profil, cm	pH (CaCl <sub>2</sub> )	CaCO <sub>3</sub> %	Humusz		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> *	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
				%	t/ha			
Kontroll	18	7,2	13	3,4	75	680	10	20
400 t/ha	28	6,7	9	9,2	184	9200	1800	230
800 t/ha	38	6,4	13	12,4	278	13350	1890	280

Megjegyzés: \*Királyvíz-oldható „összes” P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; CAL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> és K<sub>2</sub>O

A C/N arány nem módosult az iszapterhelés nyomán, 8–9 között maradt. Az összes P-tartalom közel 20-szorosára, a CAL-oldható P- 189-szeresére, míg a CAL-oldható K-tartalom 28-szorosára dúsult a maximális iszapadagolással. Míg a talaj oldható K-készlete a szokásos vályogtalajéhoz vált hasonlóvá, a foszfor extrém módon felhalmozódott. A királyvíz-oldható összes P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mennyisége 1,3% fölé ugrott, a CAL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-készlet kb. 10-szerese a normál talajban kívánatos „kielégítő” ellátottságnak. A talajok szemcseösszetételét, ill. a 35–38%-ot kitevő köves rész mennyiségét a mélyítő szántás, ill. az iszaptrágyázás nem változtatta meg.

A talaj víztartó képessége megháromszorozódott, döntően ebből eredően nőtt a termőképessége. A szántóföldi növények termesztésére eredendően alkalmatlan talajon 5–6 t/ha gabonaterméseket lehetett betakarítani. Problémát a N-túlsúly okozott. A 100 t/ha sz.a. 1400 kg/ha N-bevitellel jár, ebből 200 kg/ha a felvehető NH<sub>4</sub>-N. A kukorica ezt a N-túlsúlyt elviselte, a burgonyában csökkent a keményítő és elgyomosodott, a tavaszi árpa megdőlhetett. Forgóban trágyázás után elől a kapások, utána a gabona. Tavasszal a gabonák már igényeltek 40–60 kg/ha fejtrágyát. Fejlődési rendellenességet egyébként az iszapterhelés nem okozott, a talajok javultak, a termések nőttek.

A talajban a kontamináció irreverzibilis, mert a növényi felvétel és a kilúgzás elhanyagolható mennyiséget jelent. A 208. táblázatban bemutatott adatok szerint a talaj királyvíz oldható összes fémtartalma általában 2 nagyságrenddel nőtt meg a 400, illetve 800 t/ha iszap sz.a. terhelés nyomán. A talajbani megengedett határkoncentrációkat a Ni-tartalom érdemben még nem lépte túl. A Cr viszont 1,7-szeresen, a Cu 3,4-szeresen, a Zn 6,2-szeresen, míg az Pb és a Cd 13–14-szeresen haladta meg. Miképpen lehetne a talaj fémtartalmát mérsékelni?



A szerző szerint a talajcsere radikális megoldás, mely kiskertekben elfogadható. Itt azonban túl nagy területről van szó, kevés a ráhordható tiszta talaj és a költségek elviselhetetlenek lennének. A mai kezelt iszap már kevésbé szennyezett, különösen a vegyes meszes iszap, ahol pl. a Cd 10–15 mg/kg sz.a. csupán, nagyságrenddel kisebb, mint korábban. A további iszaptrágyázás már nem növelné az erősen szennyezett talajok fémkészletét, hanem mérsékelné. Még akkor is, ha azzal számolunk, hogy a szerves anyag idővel leépül és a kalcium kimosódhat a feltalajból.

Kérdés, hogy az iszap a jövőben is ártalmatlan marad-e a talajban? A mésztejes kezelés után feltehetően igen. A szennyezett területen a talajhasználatot kell korlátozni. A városkörnyéki kármentesítést szolgáló talajon nem élelmiszert, hanem ipari növényeket kell termelni. A szennyvíztisztító üzem kezelésében legyen a terület, melyen ellenőrzött gazdálkodást folytathat. A termelt burgonya, kukorica a szeszgyártás céljait szolgálhatja, folyhat vetőmag- és takarmánygabona termesztése is nyereségesen. Ezekre a területekre speciális szabályozást kellene kialakítani (*Entsorgungsflächen*) és az ellenőrzés biztosíthatja, hogy emberi fogyasztásra nem kerül szennyezett élelmiszer. A javaslat szerint München példája ne legyen egyedi eset (*Diez & Rosopulo, 1976, 1978, 1980; Rosopulo & Diez, 1981*).

**208. táblázat.** Iszapterhelés hatása a talaj királyvíz oldható „összes” fémtartalmára, mg/kg (*In: Diez, 1982*)

Iszapterhelés, sz.a.	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd
Kontroll	11	4	24	8	5	
400 t/ha	1022	214	872	150	38	41
800 t/ha	1863	343	1348	175	51	0,5
Határérték	300	100	100	100	50	3

**209. táblázat.** Iszapterhelés (t szárazanyag/ha) hatása a növények Cd-tartalmára (mg/kg sz.a.) a már közepesen szennyezett talajon (*Diez, 1982 nyomán*)

Növényfaj, ill. növényi rész	Kontroll talaj	100 t/ha iszap	400 t/ha meszes iszap	2000 t/ha	Cd-csökkenés %
Őszi búza szem	1,9	1,8	1,3	1,2	37
Őszi búza szalma	3,4	3,1	2,2	2,3	35
Tavaszi árpa szem	0,5	0,5	0,4	0,4	27
Tavaszi árpa szalma	1,4	2,0	1,3	1,1	21
Silókukorica	13,0	14,5	6,9	5,7	56
Takarmányrepce	2,8	2,6	1,7	1,9	39
Burgonya gumó	0,9	0,9	0,7	0,6	30
Burgonya szár	7,9	7,6	5,2	4,8	39
Takarmányrépa test	5,3	6,0	2,9	2,9	45
Takarmányrépa levél	31,0	27,5	13,0	10,7	65

München mellett a már szennyezett területen 1979-ben terhelési kísérletet állítottak be 4 kezeléssel és 12 növényfajjal. Meglepetésre az extrém nagy 2000 t/ha iszap sz.a. terhelést is meszes iszapként a növények jól elviselték. Eltekintve egyes kultúrák elhúzódo érésétől az első években megfigyelt igen nagy N-szolgáltatás miatt. Ez az adag 14 cm felhordást eredményezett, tehát a szántott réteg 50–60%-át tette ki. Lássuk hogyan változott a főbb növények fő- és melléktermésének Cd-tartalma, mely a legfőbb

korlátozó tényező lehet környezeti szempontból. A 209. táblázatban közölt adatok szerint az extrém terheléssel a növényi részek Cd-készlete minden esetben visszaesett a kontroll- (a mérsékelten szennyezett) területekéhez képest. A további mésztejes iszaptrágyázással tehát nem nőne, hanem csökkenhet a Cd-beépülés a növényekbe. Látható, hogy a nagyobb Cd-akkumuláció a vegetatív növényi részekre, mint a zöld silókukorica, burgonyaszár, répalevél stb. jellemző.

*Diez és Rosopulo (1980)* 75 termőhelyet vizsgált, ahol évek, esetleg évtizedek óta szennyvíziszap-trágyázást folytattak. Meghatározták a talajok királyvíz-oldható „összes”, valamint a rajta termő növények fémtartalmát. A talajban a nehézfém-készlet gyakran a megengedett tartalom 4-szeresét is elérte. A növekvő talajbani szennyezettséggel nőtt a növények fémszennyezettsége is, főként a vegetatív részekben. Döntően a Zn és Cd akkumulálódott látványosan, míg a Cu, Pb, Cr és Ni elemek kevésbé, vagy egyáltalán nem változtak a növényi szövetekben. A fajokonkénti eltérések nyomán nagy Cd-tartalmat az őszi búza és a zab szemtermése, valamint a kukorica levele és szára jelzett. Az őszi búza, tavaszi árpa és a kukorica termőhelyek vizsgálati eredményeit a 210. táblázat tekinti át.

**210. táblázat.** A talajok szántott rétegének és a rajtuk termő növények fémtartalmának (mg/kg szárazanyag) ingadozása 75 szennyvíziszappal kezelt, ill. 3 kontroll termőhelyen (*Diez & Rosopulo, 1980*)

Vizsgált talaj ill. növényi rész	Zn	Cu	Cd	Pb	Cr	Ni
	minimum–maximum					
Szántott réteg	28–1440	14–294	<1–52	25–1300	18–259	25–76
Búza szem	20–89	3–8	<0,1–1,2	0,1–0,3	<0,1	<0,1
Búza szalma	12–170	9–16	0,1–4,3	0,5–2,2	0,5–0,8	0,5–0,8
Szántott réteg	72–1480	19–302	<1–55	26–1600	32–204	29–74
Tavaszi árpa szem	24–86	4–19	<0,1–0,4	0,2–1,0	<0,1–0,5	0,1–0,5
Tavaszi árpa szalma	16–155	6–10	<0,1–1,2	0,9–0,4	<0,5–0,6	<0,5–0,5
Szántott réteg	52–880	2–10	1–44	24–1600	22–194	26–69
Kukorica szem	18–96	6–13	<0,1–0,7	<0,1	<0,5	<0,5–1,0
Kukorica szár	11–365	6–16	<0,1–22	2,7–4,3	<0,5–1,0	<0,5–0,8

*Megjegyzés:* talajok elemtartalma királyvízes feltárásból, növényeké cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárásból meghatározva. A TVG x NVG adatok közötti korreláció a Cd és Zn elemeknél  $r = 0,6$ – $0,9$  között, a Cu esetében  $r = 0,1$ – $0,9$  között. Az Pb, Cr és Ni elemeknél nem volt összefüggés

Hasonló ipari–kommunális vegyes szennyvíziszapokkal terhelt talajokon a növények elemfelvétele, ill. nehézfém-szennyeződése részben korlátozott. Mindez arra vezethető vissza, hogy a szennyező elemek az iszap szerves anyagához és az ásványi összetevőikhez kötődnek és a felvétel során antagonisták hatásai is érvényesülnek. Az iszapokat mésztejjel és vas-sókkal stabilizálják általában, mely kezelés nyomán a fémek mobilitása lecsökken. Megfontolandó *Diez* (1982) javaslata, mely szerint szigorúan ellenőrzött gazdálkodás mellett „kármentesítési” területet lehetne kijelölni, ahol üzemi méretű kísérlet folyhatna. Természetesen a hazai szabályozás általános előírásai és határértékei itt nem érvényesülhetnének. Mindenesetre a koncepció vitára bocsátása kívánatosnak látszik. A következő tanulmányban a talajszennyezettségi határkoncentrációkat megkíséreljük a releváns talajtulajdonságok függvényében értelmezni. Továbbá javaslatokat dolgozunk ki arra, hogy az egyedi vizsgálatokon alapuló (E), vala-

mint a kármentesítési (D) szennyezettségi határértékek megítélése során miképpen vehetők figyelembe egyéb tényezők, mint pl. a diagnosztikai célú növényanalízis adatai a szennyezett talajon termő növények esetében.

## Javaslatok a hazai szabályozás továbbfejlesztésére

### 1. A holland modell alkalmazhatósága

A Hollandiában kidolgozott alapelvek és eljárások több évtizedes tapasztalatokra és sokoldalú kutatásokra épülnek. Foglaljuk össze az alapelveket tézisszerűen és vizsgáljuk meg közelebbről, mit is jelentenek (*Hinsenveld, 1991; Visser, 1993*): A talajt akkor tekintik szennyezettnek, ha a szennyezők nagyobb koncentrációban fordulnak elő, mint az a természetes körülmények között várható lenne *lokálisan az adott területen*. A listában közölt A-értékek a holland talajok átlagos háttér-összetételének felelnek meg, ezért *tájékoztató jellegűek*. Valódi háttérkoncentrációk a helyi körülmények függvényei és utóbbiak szolgálnak alapul a tényleges szennyezettség megítélésében (lokális viszonyítás elve). Az *A-érték meghaladása tehát nem jelent feltétlenül szennyezést* és nem von maga után automatikusan további vizsgálatokat. Erre csak akkor van szükség, ha a szennyező eredete, elhelyezkedése és koncentrációja potenciális fenyegetést jelent az emberi egészségre vagy a környezetre. Ha egy vagy több szennyező koncentrációja meghaladja a B-értéket, a fenyegetettséget reálisnak tekintik és a további vizsgálatok alapján döntenek a tennivalókról.

– A C-érték túllépése esetén előírt a szennyezett terület részleges talajtani felvételezésének (analitikai térképezés) mielőbbi elvégzése és a *helyi viszonyok, valamint a területhasználat figyelembevételével döntenek* a beavatkozásról. Sajnos az elérhető angol nyelvű anyagok nem közlik, hogy a területhasználatot, ill. a helyi körülményeket konkrétan hogyan kell tekintetbe venni. A részletes végrehajtási útmutatókat nem szokták lefordítani, hiszen belső használatra készülnek. A határkoncentrációkat a talaj agyag- és szerves anyag %-a alapján korrigálják néhány elemnél (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn és F), az elemenként megadott korrekciós egyenletek alapján. Nem standard talaj esetében ezek helyettesítik az A-értéket. Nem világos, hogy más elemeknél miért nem alkalmaznak ilyen korrekciókat (Co, Mo). A molibdén esetében ez magyarázható, amennyiben a molibdén anionként, molibdenát formában a talaj negatív töltésű kolloidjaihoz gyengén kötődik. A kobalt talajbani készlete viszont a kolloidok mennyiségével arányos lehet.

– A C-értékeket Hollandiában 1992-ben módosították, ez általában szigorítást jelentett. A C(új)-érték a régi C %-ában az alábbiak szerint változott: Zn 24, Ba 31, Cu 38, Ni 42, Cr (összes) 48, Cd 60, Co 80 és Pb 88. Mindez azért is figyelemre méltó, mert az 1/4-ére mérsékelt Zn, ill. a 1/3–1/2-ére mérsékelt Ba, Cr, Cu és Ni elemeket nem tekintjük/tekintettük kiemelten veszélyesnek a talajban, vagy a talaj–növény rendszerben. Feltehetően emögött a talaj-mikroorganizmusok érzékenyebb törzseinek (pl. N-kötők) védelme áll, az újabb kutatások nyomán. A módosítás második lényeges eleme, hogy törölték a külön B-értékeket. Pontosabban: a B(új)-értékeit az  $(A+C(új))/2$  képlettel becsülik. Az így számolt B(új) szennyezettségi küszöbkoncentrációk jelentősen eltérhetnek a korábbi B-értékektől. Így pl. míg némely elemnél (Ba, Zn, Cr, Cu, Ni és As) a különbség elhanyagolható (10–20%-on belüli), a Cd, Pb, Hg, Co, Mo és Sn elemeknél

28%, 105%, 160%, 160%, 162% és 220% többletet mutat. Vagyis, az ólom több mint kétszeresére, a higany, kobalt és molibdén 2,6-szeresére, ill. az ón 3,2-szeresére nőtt.

Ezek után hasonlítsuk össze a magyar és holland talajszennyezettségi ABC-értékeket és vonjuk le a tanulságokat (211. táblázat):

**211. táblázat.** Fémek és félfémek talaj(földtani) szennyezettségi határértékei Magyarországon és Hollandiában (ABC-értékek, mg/kg talajban)

Elem jele	10/2000. (VI. 2.) KÖM–EüM–FVM–KHVM együttes rendelet			Holland ABC-értékek		
	A	B	C 1–3	A	B(új)	C(új)
Ba	150	250	300–700	(200)	412	625
Zn	100	200	500–2000	(140)	430	720
Cr összes	30	75	150–800	(100)	240	380
Cu	30	75	200–400	(36)	113	190
Pb	25	100	150–600	(85)	308	530
Ni	25	40	150–250	(35)	122	210
Co	15	30	100–300	20	130	240
As	10	15	20–60	(29)	42	55
Sn	5	30	50–300	20	160	300
Mo	3	7	20–100	10	105	200
Cd	0,5	1	2–10	(0,8)	6,4	12
Ag	0,3	2	10–40	–	–	–
Hg	0,15	0,5	1–10	(0,3)	5,2	10
Cr(VI)	Kh	1	2,5–10	–	–	–

*Megjegyzés:* ( A ) Standard talaj 25% agyag- és 10% szervesanyag-tartalommal; B(új)-érték az (A+C(új)):2 számítás alapján. Az „összes” tartalom Magyarországon cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Hollandiában királyvizet kioldással meghatározva és egyenértékűnek tekintve

– A holland A-értékek általában meghaladják a hazai háttérkoncentrációkat, éspe-dig 1,2–1,4-szeresen a Ba, Zn, Cu, Ni és Co; 1,6-szeresen a Cd; 2-szeresen a Hg; 3–4-szeresen az As, Mo, Pb és Sn esetében. Igaz, hogy a holland A-értékek 25% agyag- és 10% szervesanyag-tartalommal rendelkező standard talajra vonatkoznak.

– A holland B(új)-értékek a hazai B-értékeknek 1,5–1,6-szeresei a Ba és Cu; 2,2–3,1-szeresei a Zn, Cr, Pb, Ni és As; 4,3-szeresei a Co; 5,3-szeresei az Sn; 6,4-szeresei az Ag; 10,4-szeresei a Hg és 15-szörösei a Mo esetében.

– A szigorú C-értékek alapján viszont Hollandia fokozottan érzékeny (pl. Cu), vagy többé-kevésbé érzékeny (egyéb elemek zöme) területnek minősülne a hazai C<sub>1-3</sub> határ-koncentrációk szerint. Kivételt az Sn és Mo képezne.

Összefoglalóan megállapítható, hogy az A-értékek Hollandiában nagyobb háttér-koncentrációval számolnak, míg a beavatkozási C(új)-értékek nagyon szigorúak. A becsült B(új)-értékek másrésről viszont liberálisnak tűnnek és a talajszennyezettségi küszöbkoncentrációk viszonylagosságát, valamint a lokális körülmények mérlegelésé-nek szabadságát tükrözik.

## 2. A talajok fizikai féleségének figyelembevétele

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben (MTA TAKI) összegyűjtöttük azokat a főbb talajváltozatokat (talajbank), melyek az eltérő talajtulajdonságok (agyag %, humusz %, agyagásvány-összetétel, pH,  $\text{CaCO}_3$  stb.) hordozói. A 28 talajféleséget agyagtartalmuk, ill. fizikai féleségük szerint csoportosítottuk. A Hollandiában elfogadott egyenletek alapján kiszámítottuk A-értékeiket agyag- és humusztartalmuk szerint. Arra kaphatunk tehát választ, hogy milyen háttérterhelés minősülne A-értéknek hazai talajainkon a holland megítélés szerint. A 212. táblázatban bemutatott eredményekből az alábbi következtetések vonhatók le:

– A „magyar standard” talaj 25% körüli agyagot és 2,7% szerves anyagot (humuszt) tartalmazó vályog lehetne ebben a csoportban. A hazai talajok A-értékei az alábbi %-os növekedést mutatják a holland egyenletek alapján: Ni 0, Cr 0, Hg 3, Pb és Zn 8, As 10, Cu 11 és Cd 21. Erdemben tehát csak a Cd háttérterhelés nőhetne, mivel a 10% körüli vagy alatti változás nem minősíthető érdemlegesnek hasonló eljárás során, figyelembe véve a mintavétel és laboratóriumi vizsgálat hibaforrásait.

212. táblázat. Vizsgált reprezentatív hazai talajok (MTA TAKI talajbank) számított A-értékének alakulása a holland korrekciós egyenletek szerint

Elem jele	Holland standard	Homok n = 8	H.vályog n = 7	Vályog n = 6	A.vályog n = 6	Agyag n = 1	Magyar A-érték
	L = 25% H = 10%	L = 6% H = 0,9%	L = 17% H = 2,1%	L = 25% H = 2,7%	L = 37% H = 3,2%	L = 59% H = 3,9%	
„Összes” készlet mg/kg, cc. $\text{HNO}_3$ +cc. $\text{H}_2\text{O}_2$ feltárás, A-érték							
Hg	0,3	0,22	0,26	0,29	0,33	0,41	0,15
Cd	0,8	0,46	0,56	0,63	0,73	0,89	0,5
Ni	35	16	27	35	47	69	25
Cu	36	19	26	32	39	53	30
As	29	18	23	26	31	40	10
Pb	85	57	69	78	90	113	25
Cr	100	62	74	100	124	168	30
Zn	140	69	104	129	166	233	100

Megjegyzés: L: agyag %; H: szerves anyag %. Számítás:  $\text{Hg} = 0,2 + 0,0017 \cdot (2 \text{ L} + \text{H})$ ;  $\text{Cd} = 0,4 + 0,007 \cdot (\text{L} + 3 \text{ H})$ ;  $\text{Ni} = 10 + \text{L}$ ;  $\text{Cu} = 15 + 0,6 \cdot (\text{L} + \text{H})$ ;  $\text{As} = 15 + 0,4 \cdot (\text{L} + \text{H})$ ;  $\text{Pb} = 50 + \text{L} + \text{H}$ ;  $\text{Cr} = 50 + 2\text{L}$ ;  $\text{Zn} = 50 + 1,5 \cdot (2 \text{ L} + \text{H})$ ; Egyéb elemek:  $\text{Ba} = 30 + 5\text{L}$ ;  $\text{Be} = 8 + 0,9\text{L}$ ;  $\text{Co} = 2 + 0,28\text{L}$ ;  $\text{Sn} = 4 + 0,6$ ;  $\text{V} = 12 + 1,2\text{L}$

– Amint a fenti számítás is mutatja, a holland korrekciós egyenletek a talaj szervesanyag-készletét vagy egyáltalán nem veszik figyelembe (Ni, Cr, Ba), vagy csak mérsékelten az egyéb elemeknél. Az As, Cu és Cd organofil jellege kifejezettebb. Ezen elemek jobban kötődnek a szerves anyagokhoz, mely tulajdonságaikat igyekszik az adott korrekciós egyenlet tükrözni. Az agyagtartalom szerepét az egyenletek viszont hangsúlyozzák. Így pl. az agyagtalajon kapott A-érték a homoktalajok A-értékének mintegy kétszerese a Hg, Cd, Pb és As elemeknél; közel 3-szorosa a Cr és Cu esetében, ill. 3,4-szerese a Zn és 4,3-szerese a Ni esetében. Úgy tűnhet, hogy nagyon szigorúak a hazai szabályozásban elfogadott A-értékek. Kötöttebb, humuszosabb talajon Hollandia mintegy kétszeres háttérterheléssel számol a Cd és Cu, közel 3-szorosa a Zn, Ni és Hg;

4–5-szörös az As és Pb, valamint akár 6-szoros a Cr A-értékek esetében (amennyiben a nehéz agyagtalajjal is számolnánk).

A fizikai talajtulajdonságok meghatározzák a talajban végbemenő kémiai és biológiai folyamatokat (adszorpció, oxidáció–redukció, anyagtranszport, biológiai aktivitás, elemforgalom) és ezen keresztül a talajnak a szennyezéssel szembeni viselkedését, ill. a talajfunkciók működését. Alapvető talajfizikai, talajtani jellemző a szemcseösszetétel vagy fizikai féleség.

A talajszemcsék mérete között fokozatos és folyamatos az átmenet, a fizikai saját-ságok viszont bizonyos mérőhatárok felett vagy alatt ugrásszerűen változnak. A szem-cseösszetétel értékeléséhez, a minősítéshez ezért nem szükséges a szemcsék egyedi mé-retének ismerete, hanem csak a jellemző mérettartományba eső szemcsecsoportokat vagy frakciókat kell figyelembe venni. A Magyarországon használt gyakorlati célú minősítésnél a talajok fizikai féleségét a leiszapolható rész %-ával, az Arany-féle kö-töttségi számmal ( $K_A$ ), a higroszkóposági értékkel (hy), ill. kationcsere kapacitással (T-érték) jellemezzük.

A leiszapolható rész vagy fizikai agyag a talaj nagy fajlagos felületű, legaktívabb összetevőjét adja, a 0,01 mm-nél kisebb szemcsék tömegét jelenti %-ban (agyag+iszap frakciók összege). A higroszkóposági érték a légszáraz talaj vízmegkötését jellemzi tömeg%-ban 35%-os relatív páratartalmú légkörből. A megkötött vízmennyiség a szemcseösszetételtől és a szervesanyag-tartalomtól (kolloidok arányától) függ. Az Arany-féle kötöttségi szám azt mutatja, hogy 100 g légszáraz talaj mennyi vizet képes felvenni, tehát szintén a talaj kolloidkészletével arányos. Extrém viszonyok között, kolloidszegény homok- és nagy szervesanyag-tartalmú láptalajok esetén a kötöttségi szám nem ad megfelelő értéket (Stefanovits et al., 1999).

A talajok szemcseösszetétele (ásványi és szerves kolloidkészlete) alapvetően meghatározza a talaj kationcsere kapacitását (T vagy CEC, me/100 g), víz- és levegőgazdálkodását, termékenységét, szennyezéssel szembeni viselkedését, összes elemkészletét és terhelhetőségét is. Az ásványi talajok jellemzői összefüggnek. Rutinszerűen és legegyszerűbben az Arany-féle kötöttségi szám határozható meg. A vizsgálat a helyszínen is elvégezhető és így a talaj minősíthető. Az ásványi talajok fizikai tulajdonságai, valamint a fizikai talajféleség és a kationcsere kapacitás közötti kapcsolatot a 213. táblázat foglalja össze.

213. táblázat. Ásványi talajok jellemzése fizikai tulajdonságaik szerint (In: Stefanovits et al., 1999; Hajas & Rázsó, 1966)

Fizikai talajféleség megnevezése	Leiszapolható (< 0,01 mm) frakció %-a	Arany-féle kötöttségi szám ( $K_A$ )	Higroszkópos-sági értékszám (hy)	Kationcsere kapacitás, T me/100 g
Durva homok	0–10	< 25	0–0,5	< 5
Homok	11–20	26–30	0,6–1,0	6–10
Homokos vályog	21–35	31–37	1,1–2,0	11–20
Vályog	36–60	38–42	2,1–3,5	21–30
Agyagos vályog	61–70	43–50	3,6–5,0	31–40
Agyag	71–80	51–60	5,1–6,0	41–50
Nehéz agyag	81–90	61–80	> 6,1	> 50

Megjegyzés:  $K_A$ : 100 g légszáraz talaj hány g víz hozzáadásával kezd elfolyósodni; hy: légszáraz talaj vízmegkötése tömeg%-ban 35%-os relatív páratartalom

Az MTA TAKI talajbank 28 talaján meghatároztuk az alapvizsgálati jellemzőket (leiszapolható rész és az agyagfrakció %-a,  $\text{CaCO}_3$  %, humusz %, pH), valamint a talajok „összes” elemtartalmát is. Eredményeinket a talajok fizikai félesége szerint csoportosítottuk. Sajnos kevés adattal dolgozhattunk, az agyag talajcsoportot például mindössze egyetlen talaj képviselte. A trendek, illetve a talajtulajdonságok közötti összefüggések ennek ellenére egyértelműen megállapíthatók a 214. táblázat eredményei alapján. A talajok kötöttségével ( $K_A$ ), ill. fizikai féleségével arányosan változik a leiszapolható rész és az agyag %-os mennyisége. A kötöttebb, agyagosabb talajok nagyobb humusz-, ill. szervesanyag-készlettel rendelkeznek. Az ásványi és szerves kolloidok összefüggnek. A kolloidokban gazdag kötöttebb talajokban felhalmozódnak az ásványi elemek. E talajok makro- és mikroelemekben egyaránt gazdagok, háttérterhelésük eredendően nagyobb, mint a kolloidszegény homoktalajoké.

214. táblázat. Vizsgált reprezentatív hazai talajok (MTA TAKI talajbank) alapvizsgálati jellemzői és „összes” elemkészlete a fizikai féleségük, ill. kötöttségük ( $K_A$ ) függvényében (n = 28)

Vizsgált paraméter	Homok (n = 8) $K_A < 30$	H. vályog (n = 7) $K_A = 31-37$	Vályog (n = 6) $K_A = 38-42$	A. vályog (n = 6) $K_A = 43-50$	Agyag (n = 1) $K_A = 59$
<i>Alapvizsgálati jellemzők</i>					
Leiszapolh. %	11,5	42,3	53,4	70,6	82,3
Agyag %	5,9	17,9	25,0	36,6	53,3
Homok %	0,9	2,1	2,7	3,2	3,9
$\text{CaCO}_3$ %	3,1	2,6	3,6	11,9	0,0
pH( $\text{H}_2\text{O}$ )	6,1	6,1	7,1	6,5	6,4
pH(KCl)	5,8	5,9	6,6	5,7	5,5
<i>„Összes” készlet, cc. <math>\text{HNO}_3</math>+cc. <math>\text{H}_2\text{O}_2</math> feltárás, mg/kg</i>					
As	2	4	6	5	7
Co	2	8	7	9	9
Cu	5	16	20	24	30
Pb	6	12	14	18	18
Cr	5	17	16	16	21
Ni	7	24	24	28	29
Zn	15	37	43	44	66
Sr	20	21	40	47	28
Na	26	48	92	141	90
Ba	27	75	66	184	143
S	135	232	407	377	384
Mn	238	617	448	859	421
P	299	478	796	508	565

A 215. táblázatban szorzófaktorokat javasolunk a talajszennyezettségi ABC-értékek megállapításánál a talajok fizikai féleségének, valószínűsíthető háttérterhelésének és terhelhetőségének figyelembevételével. Ezzel jelentősen finomítható az adott talaj veszélyeztetésének megítélése, rangsorolható szennyezett területen a beavatkozás sürgőssége stb.

**215. táblázat.** Az Arany-féle kötöttségi kategóriák ( $K_A$ ), ill. a talaj fizikai féleségének figyelembevétele az ABC-értékek megállapításában (Szorzófaktorok elemenként és talajonként)

Elem jele	$K_A < 25$	$K_A 26-30$	$K_A 31-37$	$K_A 38-42$	$K_A 43-50$	$K_A > 50$
	Durva homok	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyagos vályog	Agyag
Ba	0,27	0,40	0,53	0,67	0,80	1,00
Zn	0,30	0,40	0,50	0,60	0,80	1,00
Cr (összes)	0,27	0,33	0,50	0,67	0,83	1,00
Cu	0,33	0,47	0,60	0,73	0,87	1,00
Pb	0,32	0,48	0,64	0,80	1,00	1,00
Ni	0,32	0,48	0,80	1,00	1,00	1,00
Co	0,20	0,33	0,53	0,73	0,93	1,00
As	0,30	0,50	0,70	0,90	1,00	1,00
Sn	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00	1,00
Mo	0,33	0,67	1,00	1,00	1,00	1,00
Cd	0,40	0,60	0,80	1,00	1,00	1,00
Ag	0,33	0,67	1,00	1,00	1,00	1,00
Hg	0,10	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
Cr(VI)	0,10	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00

Megjegyzés: 1,00 = a 10/2000. (V. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM rendelete szerint

A szorzófaktorok megállapításának szempontjai:

– Mivel a maximumok, az ABC-határkoncentrációk hatóságilag rögzítettek, az 1-es szorzófaktor a kolloidban gazdag agyagtalajra vonatkozhat.

– A kolloidban igen szegény durva homoktalajaink (Nyírség, Duna–Tisza köze) a szennyezőket érdemben nem képesek megkötni. Itt gyakran a talajvíz is közel van a felszínhez, tehát e talajok kiemelt figyelmet érdemelnek. Az agyagtalajhoz viszonyítva az ABC-határértékek Hg és Cr(VI) esetén 1/10-ére csökkennek a vízvédelmi funkció labilis volta miatt, a szorzófaktor tehát 0,1.

– Durva homokon a terhelhetőségi szorzófaktor 0,2 a Co és Sn elemekre, melyek erősen kötődhetnek a kolloidokhoz. Mivel rendszeres elemzések nem folytak hazánkban és kevés információval rendelkezünk a talajok háttérterheléséről, biztonsági okokból célszerű homoktalajaink és a vízbázisok védelmét hangsúlyozni a szigorúbb differenciálással. Durva homokon az ABC-értékek 1/5-ére csökkennek.

– Irodalmi és saját tapasztalataink alapján az agyagtalajok terhelhetősége a homokhoz, ill. durva homokhoz viszonyítva a többi elemnél 2,5–3,5-szeres lehet, a szorzófaktor durva homokra 0,27–0,40 közötti.

– A javaslatot célszerű lenne szakértői grémiumnak megvitatni. Ideiglenes jelleggel alkalmazást, majd az újabb tapasztalatok alapján folyamatos módosítást igényelhet.

A 215. táblázat szorzófaktoraival számolt ABC-határkoncentrációkat a Ba, Zn, Cr(III), Cu és Pb elemekre a 216. táblázat foglalja össze.



**216. táblázat.** Javaslat a Ba, Zn, Cr, Cu és Pb elemek talajszennyezettségi A-, B-, C-értékeire fizikai talajfőlésegenként („Összes” elemkészlet, mg/kg, cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás)

A-, B-, C- értékek	K <sub>A</sub> < 25	K <sub>A</sub> 26–30	K <sub>A</sub> 31–37	K <sub>A</sub> 38–42	K <sub>A</sub> 43–50	K <sub>A</sub> > 50
	Durva homok	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyagos vályog	Agyag
<b>Ba</b>						
A	40	60	80	100	120	150
B	66	100	133	167	200	250
C1	80	120	160	200	240	300
C2	133	200	267	333	400	500
C3	187	280	373	467	560	700
<b>Zn</b>						
A	30	40	50	60	80	100
B	60	80	100	120	160	200
C1	150	200	250	300	400	500
C2	300	400	500	600	800	1000
C3	600	800	1000	1200	1600	2000
<b>Cr</b>						
A	8	10	15	20	25	30
B	20	25	38	50	62	75
C1	40	50	75	100	125	150
C2	107	133	200	267	333	400
C3	213	267	400	533	667	800
<b>Cu</b>						
A	10	14	18	22	26	30
B	25	35	45	55	65	75
C1	66	93	120	147	173	200
C2	100	140	180	220	260	300
C3	133	187	240	293	347	400
<b>Pb</b>						
A	8	12	16	20	25	25
B	32	48	64	80	100	100
C1	48	72	96	120	150	150
C2	160	240	320	400	500	500
C3	192	288	384	480	600	600

Megjegyzés: Agyagtalajon a 10/2000. (V. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM szerint

Az egyes elemek tekintetében az alábbi észrevételek tehetők:

**Bárium (Ba).** – A hazai kötött talajainkon eredendően nem ritka a 100 mg Ba/kg feletti tartalom. Az ártéri üledékek vizsgálata alapján (n = 196, Ódor et al., 1995) a MÁFI a normál tartományt 85–175 mg/kg értékben adta meg. A maximális érték 414 mg/kg volt. Saját méréseink szerint az alföldi agyagos talajokban a 100–184 mg/kg Ba-tartalom gyakori, a maximális érték 578 mg/kg volt. Mindez nem jelent különösebb veszélyt a környezetre, a bárium nem tekinthető érdemi szennyezőnek a talaj–növény rendszerben, különösen a kötöttebb karbonátos termőhelyeken. A kormányrendeletben megadott ABC-határértékek túlzottan szigorúak. Németországban *Eikmann és Kloeke (1993)* A = 100, B = 300, C = 1500 mg Ba/kg határértékeket javasolnak termőföldön. A legszigorúbb a gyermekjátszóra megadott B = 100, C = 500, a leginkább

liberális az ipari területre megadott B = 500, C = 2500 mg Ba/kg koncentráció. Hollandia A = 200, C(új) = 625 mg/kg értékekkel számol.

**Króm (Cr összes).** – Bár hazai talajaink eredeti Cr-készlete általában 30 mg/kg alatti, a MÁFI említett vizsgálata során a 15–51 mg Cr/kg tartományt tekintette normál, ill. az 51–100 mg Cr/kg tartományt emelkedettnek. A mért maximum 311 mg/kg volt. A Cr(III) nem mobilis a talaj–növény vagy talaj–víz rendszerben, nem tekinthető tehát veszélyes szennyezőnek, különösen a karbonátos, kötött talajokon. A hazai szabályozásban megadott A-érték 30 mg Cr/kg, míg a holland A-érték 100 mg Cr/kg (agyagtalajon 168 mg/kg). *Eikmann és Kloke (1993)* Németországban A-értéknek 50 mg Cr/kg koncentrációt javasoltak, bár Baden-Württemberg elfogadott irányelvei (VwV, 1993) 100 mg/kg A-értéket tartalmaznak.

**217. táblázat.** Javaslat a Ni, Co, As, Sn és Mo elemek talajszennyezettségi A-, B-, C-értékeire fizikai talajfélésegenként („Összes” elemkészlet, mg/kg, cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás)

A-, B-, C- értékek	K <sub>A</sub> < 25	K <sub>A</sub> 26–30	K <sub>A</sub> 31–37	K <sub>A</sub> 38–42	K <sub>A</sub> 43–50	K <sub>A</sub> > 50
	Durva homok	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyagos vályog	Agyag
<i>Ni</i>						
A	8	12	16	20	25	25
B	13	19	32	40	40	40
C1	48	72	120	150	150	150
C2	64	96	160	200	200	200
C3	80	120	200	250	250	250
<i>Co</i>						
A	3	5	8	11	14	15
B	6	10	16	22	28	30
C1	20	33	53	73	93	100
C2	40	67	107	147	187	200
C3	60	100	160	220	280	300
<i>As</i>						
A	3	5	7	9	10	10
B	4	8	10	13	15	15
C1	6	10	14	18	20	20
C2	12	20	28	36	40	40
C3	18	30	42	54	60	60
<i>Sn</i>						
A	1	2	3	4	5	5
B	6	12	18	24	30	30
C1	10	20	30	40	50	50
C2	20	40	60	80	100	100
C3	60	120	180	240	300	300
<i>Mo</i>						
A	1	2	3	3	3	3
B	2	4	7	7	7	7
C1	7	13	20	20	20	20
C2	17	33	50	50	50	50
C3	33	67	100	100	100	100

*Megjegyzés:* Agyagtalajon a 10/2000. (V. 2.) KÖM–EÜM–FVM–KHVM szerint

**218. táblázat.** Javaslat a Cd, Ag, Hg és Cr(VI) elemek talajszennyezettségi A-, B-, C-értékeire fizikai talajfőlésegenként („Összes” elemkészlet, mg/kg, cc. HNO<sub>3</sub>+cc. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> feltárás)

A-, B-, C- értékek	K <sub>A</sub> < 25	K <sub>A</sub> 26–30	K <sub>A</sub> 31–37	K <sub>A</sub> 38–42	K <sub>A</sub> 43–50	K <sub>A</sub> > 50
	Durva homok	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyagos vályog	Agyag
<b>Cd</b>						
A	0,2	0,3	0,4	0,5	0,5	0,5
B	0,4	0,6	0,8	1	1	1
C1	0,8	1,2	1,6	2	2	2
C2	2	3	4	5	5	5
C3	4	6	8	10	10	10
<b>Ag</b>						
A	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3
B	0,7	1,3	2	2	2	2
C1	3,3	6,6	10	10	10	10
C2	6	13	20	20	20	20
C3	13	27	40	40	40	40
<b>Hg</b>						
A	0,02	0,03	0,06	0,09	0,12	0,15
B	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
C1	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
C2	0,3	0,6	1,2	1,8	2,4	3,0
C3	1	2	4	6	8	10
<b>Cr(VI)</b>						
A	kh	kh	kh	kh	kh	kh
B	0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
C1	0,2	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5
C2	0,5	1	2	3	4	5
C3	1	2	4	6	8	10

*Megjegyzés:* kh: analitikai kimutathatósági határ. Agyagtalajon a 10/2000. (V. 2.) KÖM-EÜM-FVM-KHVM szerint

Összefoglalóan az A-érték Magyarországon szigorúbb, viszont a C1-3 értékek részben feloldják az A-érték szigorúságát. A Zn, Cu és Pb ABC-értékei összecsengenek a nemzetközi határkoncentrációkkal és a hazai vizsgálati adatokkal. A Ni, Co, As, Sn és Mo elemekre javasolt ABC-határkoncentrációkat a 217. táblázatban, a Cd, Ag, Hg és Cr(VI) elemekre pedig a 218. táblázatban tekinthetjük át. Észrevételek:

**Nikkel (Ni)** – A hazai A-érték túlzottan alacsony (25 mg Ni/kg). A MÁFI, TAKI, BFNTA mérései szerint nem ritka a 30–40 mg Ni/kg háttérterhelés hazai talajainkon. A holland standard talajra 35 mg Ni/kg adott, kötöttebb talajra a 10+agyag% egyenlet alapján akár 70–75 mg Ni/kg, tehát a hazai A-érték 3-szorosa is A-értéknek minősül. Baden-Württemberg A-értéke durva homokon 15, agyagon 100 mg Ni/kg. Emellett az irányelvek (VwV, 1993) megjegyzik, hogy „a talajképző kőzet helyi ércesedése bizonyos elemekből sokkal magasabb háttértartalmat eredményezhet.”

A többi bemutatott szennyezőnél szintén megállapítható általánosságban, hogy a hazai A-értékek szigorúak mind a holland, mind a német szabályozással

összehasonlítva. Ugyanakkor a B- és C-határkoncentrációk többé-kevésbé illeszkednek az EU-országok határérték-tartományaihoz, tehát összességében nem kifogásolhatók. Meg kell említeni, hogy a talajok Ag-tartalmára vonatkozóan alig-alig rendelkezünk adatokkal. A MÁFI elemzései ártéri üledékekre adottak. A Hg esetében komoly analitikai problémák merülhetnek fel, így biztonsággal ma még nem ítéltető meg a hazai talajok háttérterhelése, ill. esetleges szennyezettsége. Az utóbbi megállapítás igaz lehet a Cr(VI) esetében is, melyhez járulhat a talajbani gyors kimosódás és az átalakulás Cr(III) formává.

Végül utalunk arra, hogy a fizikai talajfésülés, ill. a talajok agyagtartalmának figyelembe vétele mind a holland, mind a német szabályozásban meghatározó a talajok háttérszennyezettségének, ill. terhelhetőségének megítélésében. A holland korrekciós egyenleteket már tárgyaltuk. Baden-Württemberg irányelveiben a fizikai talajfésülés helyszíni meghatározása is szerepel (fonálpróba), ill. a fizikai fésülés és az agyagtartalom összefüggésére külön is utal: az agyagtartalom homok fizikai fésülésnél 0–8%, homokos vályognál 8–17%, vályogos homoknál 17–27%, vályognál 27–45%, agyagos vályognál 45–65% és agyagnál 65% feletti.

### 3. A területhasználat figyelembe vétele. Eikman és Kloke rendszer

A szervesen károsanyag-tartalom a talaj szűrő és puffer funkcióit károsíthatja, így veszélyeztetetté válnak a talajlélőlények, víz, növényzet, állat és ember. A káros anyagok koncentrációinak kritériumait a védendő objektumok igénye szerint differenciáltan kell megadni. Alapelvek:

- *Ember*: a határértékeket a humántoxicitás alapján, döntően az orális úton történő felvétel esetére dolgozták ki.
- *Talajorganizmusok*: a határértékeket a mikroorganizmusok anyagcsere-teljesítményének csökkenése alapján határozták meg.
- *Növények*: a határértékeket az élelmiszer- és takarmánynövények elemfelvétele és növekedésük gátlása alapján határozták meg.
- *Víz*: a határértékeket a talajon átszivárgó vízbe kerülés alapján becsülték. Erre csak akkor van mód, ha a mobilis frakciókat is vizsgálják a talajban.

**219. táblázat.** Talajszennyezési határértékek különböző területhasznosítás esetén. Védendő objektum: Ember (In: *Baden-Württemberg, Irányelvek, VwV 1993*)

Területhasznosítás	Összes elemtartalom, mg/kg						
	Pb	Ni	Cr	As	Cd	Hg	Tl
Gyermekjátszó	100	100	100	20	3	2	1
Lakóterület	500	100	500	30	15	10	4
Ipari terület	4000	300	Egyedi	130	60	40	15

**Megjegyzés:** Ipari területen a Cr (összes) egyedi megítélést igényel, a Cu és Zn humántoxikológiailag nem veszélyes (elhagyható)

A területhasználati koncepció és gyakorlat leginkább a német szabályozásban ki-dolgozott, ezért javasoljuk első megközelítésben alapul venni. Baden-Württemberg irányelvei az emberi védelem szempontjából külön B-értékeket adnak meg (**219. táblá-za**). Hasonlóképpen külön B-értékek szerepelnek az egyéb védendőkre, mint a talaj-

organizmusok, növényzet, víz. Utóbbi esetben a pH-t és az agyagtartalmat is figyelembe veszik. Ami kimondottan a termőföldeket illeti, a korábban ismertetett (*Kádár 2007*) lengyel javaslat tűnik a leginkább racionálisnak, mely a talaj minőségét (pH, kötöttség, szerves anyag) is figyelembe veszi. Emellett I–IV. szennyezettségi kategóriát ad meg és részletes útmutatást ad azok hasznosíthatóságára. A lengyel javaslat a termesztett növények változtatását, kevésbé érzékeny növények termesztését, agrotechnikai beavatkozásokat (pl. meszezés) ír elő szennyezett talajon. Még az erősen szennyezett termőföldön is termesztethők ipari hasznosításra növények.

Amennyiben a talajterhelés mértékét, a szennyezettségi osztályok szorzófaktorait vizsgáljuk az egyes szennyezettségi kategóriákban a talajminőség függvényében, jelentős eltéréseket találunk. Pl. az érzékeny talajra adott 0,3 mg Cd/kg háttérkoncentráció 17-szeresére nő az erősen szennyezett IV. kategóriában. Ugyanakkor a 0,3 mg/kg háttérterhelés 67-szeresét tekintik erősen szennyezettnek a jobb talajon, vagyis a „C” talajcsoportban. A Cu, Ni, Pb és Zn elemek esetén 20 és 50, 40 és 100, 83 és 233, ill. 60 és 160 ugyanez a mutató, az érzékeny talajhoz viszonyított szorzófaktor. A talaj-növény rendszer, ill. a tápláléklánc védelme szempontjából tehát a Cd és Cu minősül veszélyesebb, ill. a Ni, Pb és Zn kevésbé veszélyes szennyezőnek (*Kádár 2007*).

A talajhasznosítás vagy a talajtisztítás során a védendő objektumtól függő célokat követünk, melyek eltérő megítélést igényelnek. Ebből kiindulva dolgozták ki a szerzők (*Eikman és Klope 1993*) átfogó hármas minősítési rendszerüket. Ez a rendszer valóban a legátfogóbb, a legtöbb hasznosítási szituációra és a legtöbb elemre ad tájékoztató információt. Indokoltnak tekintjük ismertetését és a hazai szabályozásban alkalmazását iránymutató jelleggel. A terjedelmes 220. táblázat foglalja össze azokat a határkoncentrációkat, melyek a talajok hasznosítására és védelmére szolgálhatnak a károselem-szennyezettség megítélése tekintetében. Védendő objektum: az ember.

Az objektum védelme tekintetében általánosan alkalmazott alapelvek:

A: korlátozás nélküli sokrétű tevékenység és talajhasznosítás lehetséges;

B: korlátozott (helytől és a védendő elemektől függő) hasznosítás lehetséges;

C: szennyezett terület, mely beavatkozást igényel. Ember, állat, növény, ill. az egész ökoszisztéma károsodása fennállhat.

Az A-minőség megőrzendő. Olyan talaj, terület, termőhely, mely földtani vagy humán okokból nem szennyeződött. Az ilyen talaj terhelhető adott határig (szennyvíz-iszap-kihelyezési irányelvek). Amennyiben a határt túllépték, B-minőség és korlátozott funkció áll elő. Ekkor: fel kell függeszteni a nem megfelelő hasznosítást; meg kell állapítani az új hasznosítási lehetőséget és megfelelő védelemről kell gondoskodni (szennyezők ne jussanak ki).

Tűrhető az a tartalom (B-minőség), mely a védendő objektumra tartósan veszélytelen, élettartamát, hasznosíthatóságát, teljesítményét nem csökkenti jelenlegi tudásunk szerint. Városi környezetben a károsanyag-koncentráció annál kisebb legyen, minél valószínűbb az emberbe (gyermekbe) jutás veszélye orálisan. Élelmiszer- és takarmánynövények termesztésénél a növényt, állatot, embert érő terhelés elkerülése a cél.

A szennyezett C-minőség esetén minden védendő objektum veszélyeztetett, azaz egy fito/zoo/öko/humán-toxikológiai értékről van szó:

– a növény termése/minősége drasztikusan csökken és a károsanyag-mennyiség a növényben túllépi a megengedettet;

– az állat és ember egészsége károsodik vagy teljesítménycsökkenés áll elő, ill. az állati eredetű termékek károsanyag-tartalma túllépi a megengedettet;

- az ökoszisztémák károsodása, a helyi növénytársulások megváltozása;
- a talajvíz káros anyagok felhalmozását mutatja.

**220. táblázat.** Orientáló határértékek a talajhasznosítás függvényében. Védelmi objektum: Ember (*Eikmann & Klope, 1993; Klope, 1988*)

Elem	Alap- érték	Gyermekját- szó		Kiskertek		Sportpályák		Parkok		Ipari terület	
	A	B	C	B	C	B	C	B	C	B	C
<i>Összes elemkészlet, mg/kg (királyvizes kioldás)</i>											
<i>As</i>	20	20	50	40	80	35	90	40	80	50	200
<i>Ba</i>	100	100	500	200	1000	100	500	400	2000	500	2500
<i>Be</i>	1	1	5	2	5	1	2,5	5	15	10	20
<i>Cd</i>	1	2	10	2	5	2	5	4	15	10	20
<i>Co</i>	30	30	150	100	400	30	150	200	500	300	600
<i>Cr</i>	50	50	250	100	350	150	350	150	600	200	800
<i>Cu</i>	50	50	250	50	200	100	300	200	600	500	2000
<i>Ga</i>	10	10	50	20	100	10	50	40	200	100	500
<i>Hg</i>	0,5	0,5	10	2	20	0,5	10	5	15	10	50
<i>Mo</i>	5	5	25	10	50	5	25	20	100	40	200
<i>Ni</i>	40	40	200	80	200	100	250	100	250	200	500
<i>Pb</i>	100	200	1000	300	1000	200	1000	500	2000	1000	2000
<i>Sb</i>	1	2	10	4	10	2	5	4	20	10	50
<i>Se</i>	1	5	20	5	10	5	20	10	50	15	70
<i>Sn</i>	50	50	250	100	500	50	250	200	1000	200	1000
<i>Tl</i>	0,5	0,5	10	2	20	2	20	5	30	10	30
<i>U</i>	2	2	10	5	20	2	10	10	50	20	100
<i>V</i>	50	50	200	100	400	50	200	200	800	200	800
<i>Zr</i>	300	300	1500	500	2000	300	1500	1000	3000	1000	3000
<i>Zn</i>	150	300	2000	300	600	300	2000	1000	3000	1000	3000
<i>Szervetlen jellemző, mg/kg</i>											
<i>B</i>	25	25	125	50	250	25	125	100	500	100	500
<i>Br</i>	10	10	50	20	100	10	50	40	200	50	250
<i>F</i>	200	200	1000	500	2500	200	1000	1000	5000	1500	7500
<i>*CN</i>	1	1	10	4	40	1	10	5	50	10	50
<i>**CN</i>	5	5	50	20	400	5	50	25	250	100	500

*Megjegyzés:* A: multifunkcionális hasznosítás (alap, vagy háttérkoncentráció); B: korlátozott hasznosítás lehetséges (mérsékelten szennyezett); C: beavatkozás szükséges (szanálás, tisztítás); \*CN: cianid (oldható); \*\*CN: cianid (összes)

A szerzők megjegyzik, hogy a talajlakó állatokra, mikroorganizmusokra, ökoszisztémákra gyakorolt káros hatásokkal kevés irodalom illetve vizsgálat foglalkozik. Szabadföldi mikroelem-terhelési tartamkísérletünkben, mészlepedékes csernozjom talajon a nagyobb S-szennyezés nyomán például a *szimbióta Rhizobium* fajok károsodtak, az *endo és mikorrhiza* gombák tevékenysége megszűnt, a természetett borsógyökereken hifákat nem találtunk. Részben hasonló hatású volt a nagy Cd-terhelés is (*Kádár et al., 2001*). Hasonló megállapításokat tettünk a talajlakó állati szervezetek tekintetében a *nematódákra* és a *közönséges tekervényférgerekre* (*Bakonyi et al. 2003, Somogyi et al., 2004*).

Annyi megállapítható, hogy a tápláléknövényekre érvényes határkoncentrációk a bioszférára, ill. a talajélőlényekkel benépesített világra is iránymutatóak lehetnek. A táblázatokban az „A” alapértékek részben, mint terhelési határkoncentrációk szerepelnek a szennyvíziszap szabványban. Hangsúlyozzák, hogy „... az előírások, határértékek tájékoztató jellegűek a nem talajtanos szakember számára, ill. egyféle keretet adnak a tevékenységhez.” A tápláléklánc kontrollja céljából növényanalízist kell végezni az adott helyen, a mobilis frakciók vizsgálata pedig a talajvíz szennyezésének veszélyét segít megítélni.

A különböző területhasznosítási módok kritériumait mutatjuk be, melyeket a határérték megállapításánál tekintetbe veszünk (*Eikmann & Klope, 1993*). Számos talajhasználat lehetséges, de néhány scenárióra kell alapozni. Kiindulási alap egy meghatározott hasznosító csoport, valamint a káros anyag bekerülésének útja: a nem illó szájon át (orálisan) vagy belégzéssel (inhalatív) történő felvétel. A lehetséges szennyezés számos változata előfordulhat, de ehelyett egy általános megítélésre törekszünk.

**Gyermekjátszó:** Az 1–6 éves gyermekek a legérzékenyebbek, kritériumokat hozzájuk igazítjuk. A védendő objektum: a gyermekek és kísérőik. Meghatározó az orális felvétel, a belélegzés útja elenyésző. A homokozó homokja és a környező fedetlen talaj mintázandó. A játszó növényekkel fedett része (fű, fa) inkább a „Parkok” hasznosítási kategóriába esnek. Az érintett talajmélység 35 cm, erre terjed a mintázás is.

**Kiskertek és házikertek:** A gyerekek mellett a felnőttek is védendők, akik érintkeznek a talajjal a kerti munkák során. A gyermekek orális terhelése jelentős lehet, de kevésbé intenzív, mint a játszótéren (ezért a határértékek nagyobb túrést jeleznek). A szennyezés módja inhalatív is lehet. A talajmélység a feltételezett ással 35 cm.

**Sportpályák (tenisz, atlétika stb.):** Sportolók, fiatalok, sportesemények gyakori látogatói érintettek. Dominálhat a por belélegzésével való terhelés. A felszín a pálya felülete és növényesegény környéke. A gyepes pályák (növényi vagy más borítással) nem ide sorolandók, hanem a „Parkok” kategóriába. A gyepes pályáknál vannak növényrel nem fedett részek (futballkapu előtti játéktér), melyek e kritériumok szerint ítélandók meg. A talajmintavétel 10 cm-t érinthet.

**Parkok, szabadidő területei:** Települések fedetlen felületét és növényesegény felszínét is ide sorolják és itt nagyobb terhelést tekintünk elviselhetőnek. A kisgyermekek és fiatalok azonban koruknak megfelelően intenzív játékaktivitást fejtenek ki itt is és szorosabb kapcsolatban vannak a talajjal. A kitétség és hasznosítás sokrétű lehet. Döntő a felület fedettsége: növényzet, kő vagy más burkolat, utak stb. A nem illanó káros anyag felvétele itt elhanyagolható. Fedetlen poros területen a belélegzés meghatározó. Mintavétel 10 cm.

**Ipari terület:** Foglalkoztatottak állnak a talaj–levegő–ember láncban. NSzK *Maximális Munkahelyi Koncentráció (MAK)* kritériumai érvényesíthetők. Mivel gyakori az előntés ilyen helyeken, a mintavételt 10 cm alatt is el kell végezni esetenként.

**Mezőgazdasági terület:** Élelmiszer és takarmány előállítására szolgáló szántó, zöldség- és gyümölcssterületek. A talaj védendő rétege más a mintavételnél a szántó és a rét/legelő között. A pH, humusz és agyag mennyisége meghatározó a B és C kategóriákban, növényanalízis adatokkal együtt. Szerves anyagokra nem lettek határértékek megadva, feltehetően gyors lebomlásuk megy végbe a talajban. A szennyezés módja orális és növény általi lehet. Hiányosak az ismereteink e téren.

**Nem mezőgazdasági területek:** Erdőgazdálkodási, vízvédelmi és nem hasznosított egyéb területek, természetes felületek tartoznak ide. A víz és ember terhelése a döntő.

Nincsenek megbízható határértékek. A talajvíz védelme miatt a terhelés nagysága, a káros anyag oldhatósága fontos a telítetlen zónában. Itt a növényi felvehetőség kapcsolódik a vízdoldhatósággal, bár az utóbbi kisebb mérvű. Ezért ha a terhelés nem lépi túl az 50 cm talajmélységig a növényre adott határkoncentrációkat, úgy a talajvíz is kielégítően védett. A határértékek részben egyeznek a mezőgazdasági területekre megadottakkal.

#### 4. A növényvizsgálati eredmények figyelembe vétele

A növény, különösen a fiatal hajtás vagy a kifejlett fiatal levél, ásványi elemösszetétele jó indikátora a talajszennyezésnek. A legtöbb szennyező mikroelem mennyisége a szokásos talajon 1–2 mg/kg koncentráció alatt található. Hazai növényeinkben az As-, Hg-, Se-, Co- és Cd-tartalom általában a 0,1–0,2 mg/kg mennyiséget sem haladja meg. Jelentősebb dúsulást az alábbi elemek jeleznek normál talajon termesztett növényekben: F, Cu, Ba 5–15, Sr 10–20, B 10–50 és Zn 20–60 mg/kg szárazanyagban (221. táblázat).

221. táblázat. A fiatal hajtás és a kifejlett levelek mikroelem-tartalma (mg/kg szárazanyagban) különböző fajok átlagában (Irodalmi összeállítás és saját becslés)

Elem jele	Szokásos talajon	Szennyezett talajon	Extrém szennyezésnél	Növényi mérgezés*
Hg	0,01–1	1–3	3–10	10 felett
As	0,01–1	2–5	5–10	10 felett
Se	0,01–2	5–30	30–100	100 felett
Co	0,02–2	5–15	15–50	50 felett
Cd	0,05–1	5–15	15–50	50 felett
Ag	0,1–0,5	1–5	5–10	10 felett
Ni	0,1–2	2–10	10–20	20 felett
Sn	0,1–1	2–10	10–20	20 felett
Cr	0,1–1	5–10	10–20	20 felett
Sb	0,1–2	5–15	15–30	30 felett
V	0,2–1	2–5	5–10	10 felett
Mo	0,2–1	2–10	10–100	–
Pb	0,5–2	5–10	10–50	50 felett
Be	1–3	5–10	10–20	20 felett
Li	1–3	5–10	10–20	20 felett
F	5–10	10–20	20–50	50 felett
Cu	5–15	15–30	30–50	50 felett
Ba	5–15	20–50	50–100	500 felett
Sr	10–20	40–100	100–500	500 felett

Megjegyzés: Irodalmi források: Kabata-Pendias & Adriano, 1995; Adriano, 1986; Bergmann, 1992; Kádár, 1991, 1995, 1998; Macnicol & Beckett, 1985. \* Érzékenyebb növényfajok esetében

Kifejezettebb talajszennyezés esetén a növényi mikroelemek koncentrációja akár több nagyságrendbeli emelkedést mutathat. Bár az egyes növényfajok akkumulációs képessége eltérő, a nagyságrendi dúsulás fajoktól függetlenül megjelenik. A növényi mérgezésre adott koncentrációk az érzékenyebb fajokra iránymutatóak lehetnek. Itt is akár nagyságrendi különbségek adódhatnak az egyes növényfajok között. A 221. táblázatban jelzett növénybeni dúsulás tükrözi a talajbani koncentrációkat és a felvehetősé-



gi, ill. oldhatósági viszonyokat is. Adataival részben megítélhető a tápláléklánc veszélyeztetettsége, valamint a talajvíz szennyeződésének lehetősége. Amennyiben a növényben a dúsulás jelentős, bizonyos elemeknél fennállhat a kilúgzás veszélye.

#### 5. A talajvizsgálati eredmények figyelembe vétele

Az agronómiai és környezeti szempontból fontos, a növények által „potenciálisan felvehető”-nek tekintett oldható frakciót általában NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA kioldással vizsgáljuk hazánkban és Skandináviában. Művelt talajaink szántott rétegének oldható elemtartalmáról a 222. táblázat nyújt áttekintést. Az ón (Sn) meghatározására, sajnos,

222. táblázat. NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható elemkészlet hazai talajokban, mg/kg

Elem jele	FAO elemzések (n = 250)*			MÉM NAK elemzések (n = 1000)**		
	Minimum	Maximum	Átlag	Minimum	Maximum	Átlag
Ba	5	40	20	–	–	–
Zn	0,3	8,8	1,2	0,1	10,2	2,8
Cr	0,01	0,1	0,05	0,0	1,0	0,03
Cu	0,6	14,6	5,4	0,2	16,0	5,1
Pb	1	20	10	0,5	20	5
Ni	0,1	2,5	2,0	0,5	10	5,1
Co	0,4	6,3	2,6	0,1	7	2,1
As	0,1	0,5	0,2	–	–	–
Mo	0,03	1,2	0,1	0,0	0,2	0,06
Cd	0,05	0,4	0,2	0,0	18	1,2
Hg	0,01	0,2	0,1	0,0	0,8	0,3
Se	–	–	–	0,1	4,5	0,4

Megjegyzés: \*Sillanpää, 1982; Sillanpää & Jansson, 1992; Kádár, 1995; \*\* Fekete, 1989; Marth, 1990; Patócs, 1990.

223. táblázat. Javasolt orientáló határértékek a szántott réteg NH<sub>4</sub>-acetát+EDTA-oldható elem-tartalmára, (mg/kg talajra)

Elem jele	Szennyezettségi határkoncentrációk kategóriái					Kockázati fokozat
	A	B	C1	C2	C3	
B	50	75	100	150	200	K <sub>2</sub>
Zn	5	20	40	80	160	K <sub>2</sub>
Cr	0,5	3	6	18	36	K <sub>2</sub>
Cu	10	40	90	140	190	K <sub>2</sub>
Pb	10	25	70	150	300	K <sub>2</sub>
Ni	10	20	60	90	120	K <sub>2</sub>
Co	5	10	20	30	40	K <sub>2</sub>
Sn	1	5	10	20	30	K <sub>2</sub>
As	0,5	2	4	10	20	K <sub>1</sub>
Mo	0,5	2	4	10	20	K <sub>2</sub>
Se	0,5	2	4	10	20	K <sub>1</sub>
Cd	0,2	0,5	1	3	6	K <sub>1</sub>
Hg	0,05	0,2	0,5	1	2	K <sub>1</sub>
Cr(VI)	0,05	0,2	0,5	1	2	K <sub>1</sub>

Megjegyzés: Savanyú és homoktalajokon a határértékek 50%-kal csökkennek

sem a FAO, sem a hazai vizsgálatok keretében nem került sor. Az adatokból látható, hogy a minimális és a maximális koncentrációk közötti különbségek gyakran az egy, esetleg a két nagyságrendet is elérhetik. Szennyezetlen területen az oldható elemkészlet függvénye a talajtulajdonságoknak, elsősorban az agyagtartalomnak, ill. a talaj fizikai féleségének.

Az elmúlt években nehézfémterhelési kisparcellás szabadföldi kísérleteket is beállítottunk homok-, vályog- és agyagos talajon. Összefoglalva a hazai talajvizsgálatok és szabadföldi kísérletek eddigi eredményeit, a 223. táblázatban javaslatot teszünk az oldható elemtartalmak határértékeire. Az oldható (mobilisabb, potenciálisan „felvehető”) frakciók a hazánkban elfogadott rutin módszerrel határozhatók meg. Az újabb ismeretek és vizsgálatok nyomán a javasolt ideiglenes határértékek pontosíthatók lesznek, ill. megerősítést nyerhetnek.

#### 6. Az (E) egyedi és a kármentesítési (D) szennyezettségi határérték megállapítása

Egyedi vizsgálatokon alapuló (E) szennyezettségi határértékek megállapításánál, terhelt talajokon, az elemek oldhatósági és szorpciós viszonyait is tekintetbe kell venni. Az egyes elemek különböző vegyületeket alkothatnak a talajban annak tulajdonságaitól függően. Az így képződő vegyületek fizikai, kémiai, biológiai, toxikológiai tulajdonságai is eltérnek. Mindez a szerves összetevőkre is igaz, melyek állandó átalakulásban vannak, és bomlástermékeik toxikusabbak lehetnek az élő szervezetre, mint az eredeti vegyület. Vizsgálni szükséges olyan tényezőket (mint a kitértség, lejtés, talajféleség, fizikai féleség, szemcseeloszlás, vízgazdálkodási jellemzők, erózióveszély, talajvízszint, gyökér-átjárhatóság, pH, kationcserélő képesség, redoxpotenciál, mikrobiológiai aktivitás stb.), melyek a káros anyag hatását módosíthatják. Termőföldön elsősorban a növényi felvehetőség, mobilitás, kilúgzás, pH, szervesanyag-tartalom és agyag% jellemzőket vesszük rutinszerűen figyelembe.

Az egyedi szennyezettségi (E) határérték területspecifikus koncentráció, melyet a tényleges helyzet ismeretében, mennyiségi kockázatfelmérésre támaszkodva és a terület-használat figyelembevételével állapíthat meg az eljáró hatóság. Alkalmazható a B szennyezettségi határérték helyett olyan esetekben, amikor az „A” bizonyított háttérkoncentráció meghaladja a B szennyezettségi határértéket.

Nem létezik olyan egyenlet, modell, számítógép, mely a fent említett számos tényezőt egyidejűleg értékelhetné az egyedi szennyezettségi határérték megállapításában. Az eljáró szakember háttérműveltsége, szakmai tapasztalata alapján kell a döntést meghozni. A talajtulajdonságok vonatkozásában a talajok kötöttségét ( $K_A$ ) javasoljuk figyelembe venni. Területhasználat tekintetében a lengyel ajánlás (Kádár, 2007) fogadható el termőföldön, ill. Eikmann és Klope (1993) javaslata lehet iránymutató számunkra is általánosságban és minden egyéb esetben. Segíthetik a tájékozódást, ill. az E- határértékek megállapítását a növényelemzés adatai, valamint az oldható elemkészlet ismerete a talajban.

Ahhoz, hogy a területhasználati finomításokat hazai viszonyainkra vonatkoztassuk, nagyságrendileg több vizsgálatra, kísérleti tapasztalatra lesz szükség. Az élenjáró országokban óriási kutatási potenciál (tárgyi és személyi) dolgozik e téma fejlesztésén. Sajnos, a hazai kutatás nem koordinált és eseti. Hosszú távú kutatásfejlesztési koncepció hiányában lemaradásunk e téren tovább nőhet, s ez tovább nehezítheti a hatósági munkát.

A kármentesítési (D) határérték a talaj újrahasznosításának céljától függően komplex értékelésen, mennyiségi kockázatfelmérésen alapuló koncentráció, amelyet a területhasználat figyelembe vételével és kármentesítési eljárás keretében állapít meg a hatóság. Az ilyen, a talaj eredeti károsanyag-tartalmától, a talajhasználatától, illetve a talajtulajdonságoktól függően ez a még biztonsággal elviselhető károsanyag koncentráció akár nagyságrenddel (vagy nagyságrendekkel) is eltérő lehet. Az egyes káros anyagokra/elemekre vonatkozóan külön-külön kell majd a D-határértéket megállapítani, hiszen azok viselkedése is egyedi.

A talajtulajdonságok vonatkozásában a talajok kötöttségét ( $K_A$ ) javasoljuk tekintetbe venni. Területhasználat tekintetében ez esetben is a lengyel ajánlás fogadható el termőföldön, ill. *Eikmann és Klope (1993)* javaslata lehet iránymutató számunkra is általánosságban és minden egyéb esetben.

A fémek mobilitása, növényi felvehetősége, toxicitása rendkívüli módon kifejezett az erősen savanyú, 4 alatti pH-értékű talajon. Környezetvédelmi okokból is szükséges az ilyen talajok meszezése, ill. a talajok pH-értékének 6 körüli értéken tartása. Az Pb, Hg, Al, Cu és Cr elemek mobilitása már pH 5 felett lezuhan, míg a Cd, Co, Mn, Ni és Zn elemeknél ez csak 6 feletti pH-értéken következik be. Az anionképző As, Se és Mo elemek mobilitása viszont meszes közegben nőhet. A kármentesítési határértékek megállapításakor tehát a talaj pH-értéke, ill. mészállapota fontos tényező lehet, ill. környezetvédelmi okokból is előírható a meszezés. Segítheti a tájékozódást, ill. a kármentesítési D-határérték megállapítását és utóellenőrzését a növényelemzés, valamint az oldható elemkészlet ismerete a talajban.

#### 7. Javaslat a szelén (Se) talajszennyezettségi ABC-értékeire

Hazai viszonyaink között rendkívüli mobilitással rendelkezik a szelén, amely egyaránt veszélyeztetheti az egész táplálékláncot és kilúgzással a vízbázisokat. Szabadföldi kísérletünk tanulsága szerint fitotoxicitása is kifejezett, mobilis a talaj–növény rendszerben. Mivel esszenciális elem az élővilág számára, a biológiai szűrőrendszer nem nyújt védelmet az akkumulációval szemben. Veszélyességét aláhúzza, hogy az élő szervezet (növény, állat, ember) nagyon kis koncentrációban igényli és szűk a határ a kielégítő Se-ellátottság és a mérgezés között.

**224. táblázat.** Javaslat a Se talajszennyezettségi ABC-értékeire fizikai talajféleségenként („Összes” tartalom, mg Se/kg, cc.  $\text{HNO}_3$ +cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$  feltárás)

A-, B-, C- értékek	$K_A < 25$	$K_A 26-30$	$K_A 31-37$	$K_A 38-42$	$K_A 43-50$	$K_A > 50$
	Durva homok	Homok	Homokos vályog	Vályog	Agyagos vályog	Agyag
A	0,2	0,2	0,4	0,6	0,8	1
B	1	2	3	4	4	5
C1	2	4	6	8	8	10
C2	4	8	12	16	20	20
C3	6	10	16	20	26	30

A 224. táblázatban javaslatot teszünk irodalmi és saját vizsgálataink alapján a Se elemnek, mint kockázatos anyagnak a talajszennyezettségi listába való felvételére és határkoncentrációira (ABC-értékek a vizsgált talaj fizikai félesége függvényében).

Segítheti a tájékozódást, ill. a kármentesítési D-határérték megállapítását és utóellenőrzését a növényelemzés, valamint az oldható elemkészlet ismerete a talajban. Terület-használat tekintetében ez esetben a lengyel ajánlás nem használható termőföldön, ezért *Eikmann és Klope (1993)* javaslata lehet iránymutató általában.

#### **8. Phytoremediation: a novel green technology to restore soil health**

The widespread occurrence of moderate levels of metal pollution, which is increasing both in India and worldwide, has led to limitations in land use, and soil remediation is needed. Phytoremediation, the use of plants for cleaning metal-polluted soils, is of low cost, environmentally sound and equally protective of human health and the environment, and should be considered a good alternative to current techniques. Brassica, a crop widely grown in North India, can be effectively used for remediating the soil with no change in the agricultural systems followed by the farmers. Phytoremediation is a word formed from the Greek prefix “phyto” meaning plant, and the Latin suffix “remedium” meaning to clean or restore (*Cunningham et al., 1997*). The term actually refers to a diverse collection of plant-based technologies that use either naturally occurring or genetically engineered plants for cleaning contaminated environments (*Flathman and Lanza, 1998*).

Some plants which grow on metalliferous soils have developed the ability to accumulate massive amounts of the indigenous metals in their tissues without exhibiting symptoms of toxicity (*Baker and Brooks, 1989; Baker et al., 1991; Reeves and Brooks, 1983*). *Chaney (1983)* was the first who tried to suggest using these “hyperaccumulators” for the phytoremediation of metal-polluted sites. However, hyperaccumulators were later believed to have limited potential in this area because of their small size and slow growth, which limit the speed of metal removal (*Comis, 1996; Cunningham et al., 1995; Ebbs et al., 1997*). By definition, a hyperaccumulator must accumulate at least 100 mg/kg (0.01% dry wt) Cd, As or some other heavy metals, 1000 mg/kg (0.1% dry wt) Co, Cu, Cr or Pb and 10.000 mg/kg (1% dry wt) Mn or Ni (*Reeves and Baker, 2000; Watanabe, 1997*).

Some plants tolerate and accumulate high concentrations of metal in their tissues, but not at the level required to be called hyperaccumulators. These plants are often called moderate metal-accumulators, or just moderate accumulators (*Kumar et al., 1995*). The lack of viable plant alternatives for phytoremediation seemed to suppress the amount of phytoremediation research conducted between the mid 1980s and the early half of the 1990s. The search for crop plants for phytoremediation centred on the Brassicaceae family to which many hyperaccumulators belong (*Cunningham et al., 1995*). A survey of the literature suggests that crops such as Indian mustard and maize possess the ability to hyperaccumulate the toxic heavy metals in Indian continental ecosystems (*Panwar et al., 2002b; Mishra et al., 2007; Panwar and Marton, 2008; Pal, 2009; Panwar, 2010*).

The technology of phytoextraction utilizes hyperaccumulating plants in order to extract heavy metals from the environment. Most hyperaccumulating plants belong to the families Brassicaceae (pl. *Thlaspi, Alyssum*), Compositae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Liliaceae, Scrophulariaceae, Poaceae and Violaceae, which also occur in the native Hungarian flora. Hardly any of them are agricultural plants, so their economic utilization is problematic (also often because of low biomass and complicated

harvesting and propagation). Another problem is the selectivity of accumulation. Various innovations have attempted to solve these problems, e.g. the heavy metal uptake of non-hyperaccumulating plants with large biomass can be enhanced by means of chelating soil treatment, for instance using EDTA (Huang *et al.*, 1997).

Tobacco (*Nicotiana tabacum*) has been proved to easily accumulate heavy metals, particularly cadmium, in the leaves, which is then transferred to the smoke. The accumulation and uptake of heavy metals by flue-cured tobacco depends upon the soil properties and the genetic characters of the plants. Higher values of leaf heavy metal concentrations were observed in the North-Eastern regions of Hungary, where the soils are highly acidic in nature (Gondola and Kádár, 1995). Tobacco may thus be a promising phytoremediating hyperaccumulator plant species in regions with contaminated acidic soils. The metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* also has a wide variety of metal uptake and translocation characteristics (Baker and Brooks, 1989).

Phytoremediation consists of a collection of five different plant-based technologies, each having a different mechanism of action for the remediation of metal-polluted soil, sediment or water. These include: rhizofiltration, which involves the use of crop plants to clean various aquatic environments; phytostabilization, where plants are used to stabilize rather than clean contaminated soil; phytovolatilization, which involves the use of plants to extract certain metals from soil and then release them into the atmosphere through volatilization; and phytoextraction, where plants absorb metals from soil and translocate them to the harvestable shoots where they accumulate.

Phytoremediation is defined as the use of green plants to partially or substantially remediate selected contaminants in contaminated soil, sludge, sediment, groundwater, surface water and waste water. It utilizes a variety of plant biological processes and the physical characteristics of plants to aid *in situ* remediation. The phytoremediation has also been called green remediation, botanoremediation, agroremediation and vegetative remediation. The conventional methods of remediation may cost from \$10 to \$1000/m<sup>3</sup>. Phytoextraction costs are estimated to be as low as \$0.05/m<sup>3</sup> (Cunningham *et al.*, 1997). Phytoremediation is a continuum of processes, with the different processes occurring to differing degrees in different conditions, media, contaminants and plants.

#### *Rhizofiltration*

Metal pollutants in industrial waste water and in the groundwater can be effectively removed by rhizofiltration. The process involves raising plants hydroponically and transplanting them into metal-polluted waters, where the plants absorb and concentrate the metals in their roots and shoots (Dushenkov *et al.*, 1995; Flathman and Lanza, 1998; Salt *et al.*, 1995; Zhu *et al.*, 1999). Root exudates and changes in rhizosphere pH may also cause metals to precipitate onto root surfaces. As they become saturated with the metal contaminants, roots or whole plants are harvested for disposal (Flathman and Lanza, 1998; Zhu *et al.*, 1999). Several aquatic species have the ability to remove heavy metals from water, including water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] (Kay *et al.*, 1984; Zhu *et al.*, 1999), pennywort (*Hydrocotyle umbellata* L.: Dierberg *et al.*, 1987) and duckweed (*Lemna minor* L.: Mo *et al.*, 1989).

However, these plants have limited potential for rhizofiltration, because they are not efficient at metal removal, a result of their small, slow-growing roots (Dushenkov et al., 1995). Terrestrial plants are thought to be more suitable for rhizofiltration because they produce longer, more substantial, often fibrous root systems with large surface areas for metal sorption. Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* Czern.) are the most promising terrestrial candidates for metal removal in water. The roots of Indian mustard are effective for the removal of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn (Dushenkov et al., 1995), and sunflower removes Pb (Dushenkov et al., 1995), U (Dushenkov et al., 1997a), <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr (Dushenkov et al., 1997b) from hydroponic solutions. Indian mustard has proved to be effective in removing a wide concentration range of lead (4–500 mg/l) (Raskin and Ensley, 2000).

Thus, rhizofiltration is defined as the use of plants, both terrestrial and aquatic, to absorb, concentrate and precipitate contaminants from polluted aqueous sources with low contaminant concentration in their roots. Rhizofiltration can partially treat industrial discharge, agricultural runoff or acid mine drainage. It can be used for lead, cadmium, copper, nickel, zinc and chromium, which are primarily retained within the roots (Chaudhry et al., 1998; USEPA, 2000).

#### Phytostabilization

Phytostabilization, also known as phytoremediation, is a plant-based remediation technique that stabilizes wastes and prevents exposure pathways via wind and water erosion. It provides hydraulic control, which suppresses the vertical migration of contaminants into the groundwater, and physically and chemically immobilizes contaminants by root sorption and by chemical fixation with various soil amendments (Berti and Cunningham, 2000; Flathman and Lanza, 1998; Salt et al., 1995; Schnoor, 2000). Plants chosen for phytostabilization should be poor translocators of metal contaminants to aboveground plant tissues that could be consumed by humans or animals. The lack of appreciable metals in shoot tissue also eliminates the necessity of treating harvested shoot residue as hazardous waste (Flathman and Lanza, 1998).

The selected plants should be easy to establish and care for, grow quickly, have dense canopies and root systems, and be tolerant of metal contaminants and other site conditions which may limit plant growth. The research of Smith and Bradshaw (1979) led to the development of two cultivars of *Agrostis tenuis* Sibth. and one of *Festuca rubra* L., which are now commercially available for the phytostabilization of Pb, Zn- and Cu-contaminated soils. Phytostabilization is most effective at sites having fine-textured soils with high organic matter content, but is suitable for the treating a wide range of sites where large areas of surface contamination exist (Berti and Cunningham, 2000; Cunningham et al., 1995).

#### Phytovolatilization

Some metal contaminants such as As, Hg and Se may exist as gaseous species in the environment. Some naturally-occurring or genetically modified plants are capable of absorbing elemental forms of these metals from the soil, biologically converting them to gaseous species within the plant, and releasing them into the atmosphere. This process is called phytovolatilization, the most controversial of all phytoremediation technologies. According to Brooks (1998), the release of volatile Se compounds from higher plants was first reported by Lewis et al. (1966).

Terry *et al.* (1992) reported that members of the Brassicaceae are capable of releasing up to 40 g/ha/day Se as various gaseous compounds. Some aquatic plants, such as cattail (*Typha latifolia* L.), are also good for Se phytoremediation (Pilon-Smits *et al.*, 1999). Unlike the plants that are used for Se volatilization, those which volatilize Hg are genetically modified organisms. *Arabidopsis thaliana* L. and tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) have been genetically modified with bacterial organomercurial lyase (merB) and mercuric reductase (merA) genes (Heaton *et al.*, 1998; Rugh *et al.*, 1998). These plants absorb Hg(II) and methylmercury (MeHg) from the soil, while Hg(0), i.e. elemental mercury, can be volatilized by the cells into the atmosphere (Heaton *et al.*, 1998).

#### Phytoextraction

Phytoextraction is the most commonly recognized of all phytoremediation technologies. The phytoextraction process involves the use of plants to facilitate the removal of metal contaminants from a soil matrix (Kumar *et al.*, 1995). In practice, metal-accumulating plants are seeded or transplanted into metal polluted soil and are cultivated using established agricultural practices. The roots of established crop plants absorb metal elements from the soil and translocate them to the aboveground shoots, where they accumulate. If metal availability in the soil is not adequate for sufficient plant uptake, chelates or acidifying agents may be used to liberate them into the soil solution (Huang *et al.*, 1997; Lasat *et al.*, 1998). After sufficient plant growth and metal accumulation, the aboveground portions of the plant are harvested and removed, resulting in the permanent removal of metals from the site.

Several approaches have been used and studied, but the two basic strategies of phytoextraction which have been finally developed are: I) Chelate-assisted phytoextraction or induced phytoextraction, in which artificial chelates are added to increase the mobility and uptake of metal contaminants; II) Continuous phytoextraction, where the removal of metal depends on the natural ability of the plant to remediate; only the number of plant growth repetitions is controlled (Salt *et al.*, 1995; 1997). As with soil excavation, the disposal of contaminated material is a concern. Some researchers suggest that the incineration of harvested plant tissue dramatically reduces the volume of the material requiring disposal (Kumar *et al.*, 1995). In some cases valuable metals can be extracted from the metal-rich ash and serve as a source of revenue, thereby offsetting the expense of remediation (Comis, 1996; Cunningham and Ow, 1996).

Ebbs *et al.* (1997) reported that *B. juncea*, while having one-third the concentration of Zn in its tissue, is more effective at Zn removal from the soil than *Thlaspi caerulescens*, a known hyperaccumulator of Zn. This advantage is due primarily to the fact that *B. juncea* produces ten times more biomass than *Thlaspi caerulescens*. Plants being considered for phytoextraction must be tolerant of the targeted metal or metals, and be efficient at translocating them from roots to the harvestable aboveground portions of the plant (Blaylock and Huang, 2000).

#### Phytodegradation

Phytodegradation is the breakdown of the organics taken up by the plant to simpler molecules that are incorporated into the plant tissues (Chaudhry *et al.*, 1998). Plants contain enzymes that can break down and convert ammunition wastes,

chlorinated solvents such as trichloroethylene and other herbicides. The enzymes are usually dehalogenases, oxygenases and reductases (*Black, 1995*)

Two *Brassica* species, *B. juncea* and *B. carinata*, or Indian mustard, were grown in an artificially Ni-contaminated soil to study their tolerance and Ni accumulation. The chelating agent EDTA was applied at the rosette stage to enhance metal uptake. Nickel concentrations almost double that in the control were observed in both the species when Ni contamination was combined with EDTA application. The species *B. juncea* appeared to be slightly more tolerant and to be a better accumulator of Ni. In agreement with earlier reports, the translocation of the pollutant metal to the shoot from the root seemed to be restricted in both the *Brassica* species to higher rates of Ni application plus EDTA.

The results of the study indicated that *B. juncea* has the potential to be a hyperaccumulator of Ni (*Panwar et al., 2002b*). *Brassica* species can grow well in soil freshly contaminated with 20 and 40 mg/kg Cd and have high potential for removing Cd from the soil in the course of phytoremediation. *B. juncea* performed better as a hyperaccumulator for cadmium, producing higher biomass than *B. carinata*. EDTA proved to be an effective chelating compound for mobilizing the metal from the soil, enhancing the Cd concentration and uptake in Indian mustard (*Ahmed et al., 2001*).

The Indian mustard plant (*B. juncea*) can extract both heavy metals and radionuclides from soil. It is a high-biomass crop that has been traditionally grown in Southeast Asia as a source of cooking oil. It is given considerable attention by present-day researchers, geneticists and plant breeders in particular, because of its unique polyploid genome. It is an allotetraploid, a plant with a genome composed of the complete diploid genomes of both parents, *B. nigra* and *B. campestris*. In modern breeding programmes, the selection of *B. juncea* is based on a wide variety of characters. Improving the oil and meal quality by eliminating nutritionally undesirable erucic acid or by modifying the fatty acid composition of the oil is an important objective for plant breeders (*Banga, 1997*).

The ARS Water Management Research Laboratory in Fresno, California, has had success in using Indian mustard to dramatically reduce selenium levels in soil. Making Indian mustard part of a proper crop rotation can help control selenium levels and minimize the selenium load deposited into the agricultural effluent. In addition, some of the harvested mustard can be blended with hay and fed to animals in nearby areas where selenium deficiency is a problem. In order to see if the *Brassica* species used for selenium uptake could be used as viable oil crops, scientists are currently evaluating the effects of higher selenium concentrations on the oil content.

Based on the Indian mustard germplasm collected by the ARS, studies conducted by *Phytotech, Rutgers University*, and the *International Institute of Cell Biology* have also shown that Indian mustard has the ability to accumulate heavy metals such as lead, chromium, cadmium, nickel and zinc. The approach requires adding a chelating agent to the soil to solubilize the soil lead and allow it to move from the roots into the shoots. *Phytotech* has also had some success in using Indian mustard to remove radionuclides such as cesium-137 and strontium-90 at a site near *Chernobyl*.

*Norman Terry*, professor of plant biology at the University of California at Berkeley, is exploring the possibility of using Indian mustard to remove naturally-occurring selenium from the soil. Although a necessary nutrient, selenium may leach into water. In high amounts, this metal may poison wildlife and livestock. In laboratory research,



*Terry* has found that Indian mustard not only takes up selenium but converts it into dimethyl selenide, a gas which he describes as relatively non-toxic. They are currently working on genetically altering the plants to increase the volatilization. According to *Terry*, there are huge amounts of this gas in the atmosphere from volcanoes, soil and plants, and it is continually recycled; therefore, the amount that would be added via phytoremediation would be negligible.

#### *Inorganic and organic chelates in phytoremediation*

*Ahmed et al. (2001)* reported that when added to soils the chelating agent ethylenediamine tetra acetic acid (EDTA) increased the solubility of heavy elements for plant uptake during phytoremediation. The results indicated that EDTA made the cadmium more readily available to the plants and lowered the Cd content of the soil. The magnitude of the increase in tissue (stem, leaf and root) Cd concentration was higher in *B. juncea* than in *B. carinata* and after the application of the chelating agent (EDTA). *B. juncea* species of Indian mustard has better potential for the phytoremediation of soil heavily contaminated with Cd (40 mg/kg Cd).

The use of synthetic chelating agents such as EDTA, NTA (nitrilotriacetic acid), etc. is known to promote metal extractability, increased availability to plants and transformation to other forms/complexes. However, as the synthetic ligands, especially EDTA, are resistant to microbial decomposition, soil-borne natural agents are preferred. Further, in a developing country like India, the use of synthetic chelating agents on a commercial scale to mobilize heavy metals is uneconomical. A change in soil pH (i.e. lowering it towards the acidic range, using organic acids or organic manure for the produce organic acids during the decomposition process) is thus another option to promote the mobility of heavy metals (*Panwar and Marton, 2008*).

A screen-house experiment was conducted to evaluate the effect of chelating agents (EDTA and NTA), farmyard manure (FYM) and herbicides (Topic and isoproturon) on the phytoextraction ability of Indian mustard (*B. juncea* L.) from soil enriched with Cd (60 mg/kg soil). The results indicated that EDTA treatment led to lower biomass production as compared to NTA and FYM. Topic enhanced the biomass yield in comparison to the control and isoproturon. Biomass production was the lowest in the isoproturon treatment. The Cd concentration increased significantly in both roots and shoots with the application of complexing agents, i.e. FYM, EDTA or NTA. The highest plant concentration was recorded in NTA-treated soil. Treatment combinations of FYM, EDTA and NTA with Topic spray led to a higher uptake of Cd into the plant system. Amongst these combinations, NTA–Topic was the most efficient (*Mishra et al., 2007*).

The effect of cadmium (Cd) contamination on the phytoavailability of micronutrients with or without EDTA amendment in a sandy loam soil artificially contaminated with 40 mg Cd/kg soil was studied using two species of *Brassica*, *B. juncea* (T-59) and *B. carinata* (HC-2), as test crops. EDTA was applied at 1.0 g/kg soil (as the disodium salt) in solution form at the rosette stage and the plants were harvested at the blooming stage (8 weeks after emergence). EDTA addition caused a slight reduction in biomass production, whereas cadmium contamination caused a significant reduction in the yields of all plant parts with or without EDTA. There was a several-fold increase in both the concentration and uptake of Cd in different plant parts of Indian mustard.

Zinc content and uptake in the stem portion increased by around 50%, whereas the total Zn uptake decreased with Cd contamination, irrespective of the EDTA treatment. However, the Zn uptake in the roots decreased, suggesting its greater translocation to aboveground parts. Iron showed a three- to four-fold increase in the stems of both cultivars, indicating its entrapment in this plant part. Iron uptake by the roots decreased with Cd contamination, but the manganese content in all the plant parts increased. In general the addition of EDTA decreased the total Mn uptake in both the species, indicating the possible competition of Cd with Mn for the binding sites of the chelating agent. *B. juncea* promised to be a relatively better accumulator of both toxic and trace metal ions when combined with EDTA application (Panwar and Marton, 2008).

Because of its strong chelating capacity, the application of EDTA to soils may change the amount and distribution of heavy metals among their various chemical forms. Therefore, a greenhouse experiment was conducted using *B. juncea* and *B. carinata* as hyperaccumulator test crops on natural and artificially Cd- and Ni-contaminated soils. Both the natural and metal-amended soils were treated with the disodium salt of EDTA at 0 and 1000 mg/kg soil.

After harvesting the crops, soil samples were fractionated into water-soluble plus exchangeable (WE), carbonate (CARB), organic matter (OM), Mn oxide (MnOX), amorphous Fe oxide (AFeOX), crystalline Fe oxide (CFeOX) and residual (RES) fractions. In metal-amended soils, Cd and Ni were found predominantly in the AFeOX fraction in the absence of EDTA application and in the WE fraction in EDTA treated soil. The application of EDTA resulted in the redistribution of Cd among different forms and Cd increased significantly in the WE fraction, with a concomitant significant decrease in the OM fraction. In natural soils, more than 40% of the total Cd was present in the RES fraction, while in contaminated soil this was only 5%.

Nickel increased significantly in the WE fraction, while it decreased considerably in the CARB, OM, MnOX, AFeOX and CFeOX fractions after EDTA addition. This indicated that EDTA is capable of moving Cd and Ni from the less soluble or more stable forms (CARB, OM, MnOX, AFeOX and CFeOX) to the most soluble form (WE). In natural soils, up to 49% of the Ni was found in the RES fraction, whereas only 10% of the total Ni was observed in this fraction in contaminated soil, irrespective of the EDTA treatment. In general, the amount of Cd recovered after the harvest of both *Brassica* species did not differ significantly in any fraction except the WE fraction. The amount of Ni recovered in the AFeOX fraction was significantly higher in *B. juncea* than in *B. carinata* (Panwar et al., 2002a; 2005).

#### *Microbial biomass in phytoremediation*

The growth of *B. juncea* was better in soil amended with farmyard manure (FYM) or vermicompost (VC) as compared to unamended Cd-enriched soil. Growth was slightly suppressed in EDTA-treated soil, whereas it was better in soil treated with bioinoculants. The application of FYM and VC increased the dry matter yield of Indian mustard either alone or in combination with bioinoculants. The application of EDTA caused a significant decrease in the biomass of Indian mustard, while that of bioinoculants increased the dry matter yield of both roots and shoots, but not significantly, because the bioinoculants showed greater sensitivity towards cadmium.

The cadmium concentration was observed to be maximum when EDTA was combined with bioinoculants, while the Cd uptake was maximum in the vermicompost + bioinoculant treatments. Compared with the Cd-100 treatment the Cd concentration in the shoot increased by 120% in Cd-EDTA, followed by Cd-VC (65%) and Cd-FYM (42%) in the absence of microbial inoculates. The corresponding values in the presence of microbial inoculates were 107, 51 and 37%, respectively. A similar trend was observed in the roots, with the order CdEDTA+M > CdVC+M > CdFYM+M > Cd100+M. Increases of 5.5% in the root and 4.1% in the shoot Cd content were observed with microbial inoculates in the CdEDTA+M treatment compared with the CdEDTA treatment. FYM, Vermicompost and EDTA also increased the Cd uptake significantly with and without microbial inoculates in the shoots and roots. The results indicated that Vermicompost in combination with bioinoculants is a better solution for the phytoremediation of Cd by Indian mustard from Cd-contaminated soil, giving the highest uptake value in the shoot in the CdVC+M treatment (2265.7 µg/pot), followed by CdEDTA+M (2251.2 µg/pot), CdFYM+M (1485.7 µg/pot) and Cd100+M (993.1 µg/pot) (Panwar, 2010).

Simon *et al.* (2008) reported that crop species removed considerable amounts of cadmium from solution containing Cd after 48 hours of exposure. Most of the Cd was accumulated in the roots of the plants; the rate of Cd translocation to the shoots was low. The efficiency of Cd removal from contaminated solution was proportional to the root dry matter content (biomass production) of the plants. Pre-treatment of Indian mustard with the *Pseudomonas fluorescens* bacterium before Cd and Ni application slightly enhanced the Cd or Ni accumulation in the roots. This enhancement was not observed when pseudomonads were applied simultaneously with the metals.

More cadmium was detected in the roots of Indian mustard when the plants were pre-treated with Cd-tolerant *Pseudomonas cepacia* than with the Cd-sensitive variant. The cell number of pseudomonads on the surface of Cd-treated Indian mustard roots was significantly lower when the plants were pre-treated with Cd-sensitive *P. cepacia*. In spite of the occurrence of new root hairs, the pre-treatment of the roots with the plant hormone ethylene proved to be ineffective in enhancing the rhizofiltration capacity of Indian mustard, since root elongation stopped and the dry matter production of the roots was reduced. Only the *Bacillus* and *Pseudomonas* species (plant growth-promoting rhizobacteria, PGPR) present in Se-contaminated soils can be expected to stimulate Se phytoextraction and/or phytovolatilization in the rhizosphere of higher plants (Simon *et al.*, 2007).

The abundance and infection frequency of colonizing arbuscular (AM) mycorrhiza fungi on different cultivated plants, and the mycorrhizal effect of inorganic and organic nutrient additives were investigated on recultivated mine spoils from different geological layers. Several publications report on the role of ecto- and endomycorrhizal fungi in the recolonization of heavy metal contaminated soils by pioneer plants. Mycorrhizal fungi offer a better nutrient supply and higher metal tolerance to the macrophytic symbiotic partner. The arbuscular type of mycorrhiza (AM) is more abundant and more ancient, and offers better soil exploitation, and higher nutrient and water uptake, thus resulting in higher biomass production.

AM fungi are among the most abundant soil fungi. The effect of AM fungi on the heavy metal uptake of the host plant depends on the physical and chemical properties of the contaminated soil, on the severity and duration of the contamination load and on

the plant and fungal species, and thus on the efficiency of the symbiosis. The published data demonstrate that by the selected coupling of compatible symbiotic partners, plant metal uptake can be altered parallel to higher plant vitality.

In the case of beneficial microbes, such as the nitrogen-fixing *Rhizobium* bacteria, or the phosphorus-mobilising arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), there is a discrepancy in the literature regarding their metal tolerance and their functions in plant performance and plant fitness (Biró *et al.*, 1998; Takács *et al.*, 2006). Reliable long-term field experiments, which are infrequent in Europe, can therefore serve as valuable tools to study these effects and the behaviour of heavy metals under natural conditions (Kádár and Németh, 2005).

Other studies mainly show the direct effect of the metals, but due to the multifactorial nature of environmental conditions, only long-term experiments can show both the abundance and the functioning of plant–microbe interactions. The effect of heavy metals is known to be different if other amendments, such as organic or inorganic additives or soil conditioners, are applied to metal-polluted soils (Posta and Füleky, 1997; Simon and Biró, 2005). The combination of these procedures with beneficial metal-tolerant microbes and/or microsymbionts may have further benefits, such as stabilising the metals in the rhizosphere and improving the nutrient supply or the growth and fitness of the higher plants (Simon and Biró, 2005; Vivas *et al.*, 2006). Under field conditions metal- or salt-tolerant abilities were found to exhibit seasonal and annual patterns (Biró *et al.*, 1999; Naár and Biró, 2006; Füzy *et al.*, 2006).

Depending on the severity of the stress, beneficial microbes could confer stress tolerance on their macrosymbiont hosts (Vivas *et al.*, 2006), particularly if they are well-adapted to the given environment. Other findings with non-adapted fungi have also shown the potential applicability of symbiosis in other methods of phytoremediation, such as phytoextraction (Takács and Vörös, 2003).

#### *Biotechnology in phytoremediation*

Scientists have engineered tree tobacco (*N. glauca*) to contain a wheat gene that makes yeast resistant to cadmium. The over-expression of this gene made the tobacco more resistant to Pb (Gisbert *et al.*, 2003). Using *Agrobacterium tumefaciens*, the plant *Arabidopsis thaliana* was engineered to contain XpIA, a bacterial gene that can degrade RDX. Scientists found that the engineered plants degraded RDX better than the control plants (Rylott *et al.*, 2006). Scientists increased the tolerance of tobacco to heavy metals by engineering it to produce a polyhistidine peptide that has the ability to bind to various heavy metal ions, creating an “artificial sink” (Shingu *et al.*, 2006).

Even though hyperaccumulators are very efficient for the absorption of heavy metals, most are unsuitable for phytoextraction because they lack other characteristics important for phytoextraction, such as fast growth rate and large biomass (Cherian and Oliveira, 2005). In 2004, scientists published the results of a study on *T. caerulescens* (alpine pennycress), a very effective hyperaccumulator, and identified the genes responsible for tolerance of heavy metals and hyperaccumulative ability (Ashot and Kochian, 2004). The level of metal uptake by flue-cured tobacco (*N. tabacum*) was found to depend on the genotype (Kádár, 1992). The advantages and disadvantages of phytoremediation are summarized in Table 225.

**Table 225. The advantages and disadvantages of phytoremediation**

No	Advantages	Disadvantages/Limitations
1	Amendable to a variety of organic and inorganic compounds	Restricted to sites with shallow and low contamination within the rooting zone of remediative plants.
2	In situ/ex situ application possible with effluent/soil substrate, respectively.	May take up to several years to remediate a contaminated site.
3	In situ applications decrease the amount of soil disturbance compared to conventional methods.	Restricted to sites with low contaminant concentrations.
4	Reduces the amount of waste to be landfilled (up to 95%); can be further utilized as bio-ore of heavy metals.	Harvested plant biomass from phytoextraction may be classified as a hazardous waste, requiring suitable disposal.
5	In situ applications decrease the spread of the contaminant via air and water.	Climatic conditions are a limiting factor
6	Does not require expensive equipment or highly specialized personnel	Introduction of non-native species may affect biodiversity
7	In large-scale applications the potential energy stored can be utilized to generate thermal energy	Consumption/utilization of contaminated plant biomass is a cause of concern.

### References

- Ahmed, K. S., Panwar, B. S., Gupta, S. P. (2001): Phytoremediation of cadmium contaminated soil by Brassica species. *Acta Agron. Hung.*, 49, 351–360.
- Ashot, P., Kochian, L. V. (2004): Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance. Characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiol.*, 136, 3814–3823.
- Baker, A. J. M., Brooks, R. R. (1989): Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metal elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81–126.
- Baker, A. J. M., Reeves, R. D., McGrath, S. P. (1991): *In situ* decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants – a feasibility study. pp. 600–605. In: Hinchey, R. L., Offenbittel, R. F. (eds.), *In situ Bioreclamation*. Butterworth-Heinemann, Boston.
- Banga, S. S. (1997): Genetics and breeding in Brassica oilseed crops. pp. 389–395. In: Thomas, G., Monteiro, A. A. (eds.), *Proceedings of the International Symposium on Brassicas*, Rennes, France ISHS. *Acta Hort.*, 459.
- Berti, W. R., Cunningham, S. D. (2000): Phytostabilization of metals. pp. 71–88. In: Raskin, I., Ensley, B. D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Biró, B., Köves-Péchy, K., Vörös, L., Kádár, I. (1998): Toxicity of field applied heavy metal salts to the rhizobial and fungal microsymbionts of alfalfa and red clover. *Agrokémia és Talajtan*, 47, 265–277.
- Biró, B., Köves-Péchy, K., Vörös, L., Kádár, M. (1999): Intensification of nodulation and nitrogen fixing activity preceding the “loss of function” by the long-term application of some toxic metal rates. pp. 178–179. In: Wenzel, W. W. (ed.), *Proc. of 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements*. Vienna, Austria.
- Black, H. (1995): Absorbing possibilities: Phytoremediation. *Environ. Health Persp.*, 103, 1106–1108.
- Blaylock, M. J., Huang, J. W. (2000): Phytoextraction of metals. Pp. 53–70. In: Raskin, I., Ensley, B. D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.

- Brooks, R. R. (ed.) (1998): Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining. CAB International, New York, pp. 1–14.
- Chaney, R. L. (1983): Plant uptake of inorganic waste constituents. pp. 50–76. In: Parr, J. F., Marsh, P. B., Kla, J. N. (eds.), *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp., Park Ridge, NJ.
- Chaudhry, T. M., Hayes, W. J., Khan, A. G., Khoo, C. S. (1998): Phytoremediation – focusing on accumulator plants that remediate metal contaminated soils. *Aust. J. Ecotoxicol.*, 4, 37–51.
- Cherian, S., Oliveira, M. M. (2005): Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 9377–9390.
- Comis, D. (1996): Green remediation: Using plants to clean the soil. *J. Soil Water Conserv.*, 51, 184–187.
- Cunningham, S. D., Berti, W. R., Huang, J. W. (1995): Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.*, 13, 393–397.
- Cunningham, S. D., Ow, D. W. (1996): Promises and prospects of phytoremediation. *PlantPhysiol.*, 110, 715–719.
- Cunningham, S. D., Shann, J. R., Crowley, D. E., Anderson, T. A. (1997): Phytoremediation of contaminated water and soil. pp. 2–19. In: Kruger, E. L., Anderson, T. A., Coats, J. R. (eds.), *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. ACS Symposium Series 664. American Chemical Society, Washington, DC.
- Dierberg, F. E., DeBusk, T. A., Goulet, N. A. (1987): Removal of copper and lead using a thin film technique. pp. 497–504. In: Reddy, K. R., Smith, W. H. (eds.), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando, FL.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K. C., Ensley, B. (1997a): Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 3468–3474.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K. C., Ensley, B. (1997b): Phytoremediation: A novel approach to an old problem. pp. 563–572. In: Wise, D. L. (ed.), *Global Environmental Biotechnology*. Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Dushenkov, V., Kumar, P. B., Motto, H., Raskin, I. (1995): Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1239–1245.
- Ebbs, S. D., Lasat, M. M., Brady, D. J., Cornish, J., Gordon, R., Kochian, L. V. (1997): Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.*, 26, 1424–1430.
- Flathman, P. E., Lanza, G. R. (1998): Phytoremediation: current views on an emerging green technology. *J. Soil Contam.*, 7, 415–432.
- Füzy, A., Tóth, T., Biró, B. (2006): Seasonal dynamics of mycorrhiza (AMF) colonization in the rhizosphere of some dominant halophytes. *Agrokémia és Talajtan.*, 56, 231–240.
- Gisbert, C., Ros, R., De Haro, A., Walker, D. J., Pilar Bernal, M., Ramón Serrano, R., Navarro- Aviñó, J. (2003): A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 303, 440–445.
- Gondola, I., Kádár, I. (1995): Heavy metal content of flue-cured tobacco leaf in different growing regions of Hungary. *Acta Agron. Hung.*, 43, 243–251.
- Heaton, A., Rugh, C. L., Wang, N., Meagher, R. B. (1998): Phytoremediation of mercury- and methylmercury-polluted soils using genetically engineered plants. *J. Soil Contam.*, 7, 497–509.
- Huang, J. W., Chen, J., Berti, W. R., Cunningham, S. D. (1997): Phytoremediation of leadcontaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Tech.*, 31, 800–805.
- Kádár, I. (1992): *Principals and Methods in Plant Nutrition*. RISSAC, Akaprint, Budapest.
- Kádár, I., Németh, T. (2005): Leaching of microelement contaminants: a long-term field study. *Zbl. Naturforsch.*, 60c, 260–264.
- Kay, S. H., Haller, W. T., Garrard, L. A. (1984): Effect of heavy metals on water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms]. *Aquatic Toxicol.*, 5, 117–128.
- Kumar, P., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I. (1995): Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 1232–1238.
- Lasat, M. M., Fuhrmann, M., Ebbs, S. D., Cornish, J. E., Kochian, L. V. (1998): Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *J. Environ. Qual.*, 27, 163–169.
- Lewis, B. G., Johnson, C. M., Delwiche, C. C. (1966): Release of volatile selenium compounds by plants: collection procedures and preliminary observations. *J. Agr. Food Chem.*, 14, 638–640.
- Mishra, S., Panwar, B. S., Mehta, S. C., Poonia, S. R. (2007): Effect of chelating agents, FYM and herbicides on the phytoextractability of Indian mustard from Cd-enriched soil. *J. Environ. Ecol.*, 25, 591–595.
- Mo, S. C., Choi, D. S., Robinson, J. W. (1989): Uptake of mercury from aqueous solution by duckweed: the effect of pH, copper, and humic acid. *J. Environ. Health Sci.*, 24, 135–146.

- Naár, Z., Biró, B. (2006): Species composition of indigenous *Trichoderma* fungi affected by Cd, Ni and Zn heavy metals in calcareous chernozem soil. *Agrokémia és Talajtan*, 56, 261–270.
- Pal, M. K. (2009): *Impact of chelating agents and bioinoculants on phyto-extraction of Pb and Hg by Indian mustard*. M.Sc. Thesis, CCS, HAU, Hisar, India.
- Panwar, B. S. (2010): Phytoremediation: Enhanced cadmium accumulation by organic, chemical chelates and microbial inoculants in Indian mustard (*Brassica juncea*). *Proceedings 3<sup>rd</sup> IFSDAA International Seminar on "Crop Science for Food Security, Bio-energy and Sustainability"*. Szeged, Hungary. (in press).
- Panwar, B. S., Ahmed, K. S., Mittal, S. B. (2002a): Phytoremediation of nickel contaminated soils by Brassica species. *J. Environ. Dev. Sustain.*, 1, 1–6.
- Panwar, B. S., Ahmed, K. S., Sihag, D., Patel, A. L. (2005): Distribution of cadmium and nickel among various forms in natural and contaminated soils amended with EDTA. *J. Environ. Dev. Sustain.*, 7, 153–160.
- Panwar, B. S., Ahmed, K. S., Singh, J. P., Dahiya, S. S. (2002b): Effect of EDTA on the distribution of cadmium and nickel among various fractions in natural and contaminated soils. *Proc. XI<sup>th</sup> National Symposium on Environment*. pp. 190–194.
- Panwar, B. S., Marton, L. (2008): *Phytoremediation of Potentially Toxic Heavy Metals Contaminated Soils by Agricultural Crop Genotypes*. Project Report-DST, New Delhi, India and HAS MOE, Budapest, Hungary.
- Pilon-Smits, E. A. H., de Souza, M. P., Hong, G., Amini, A., Bravo, R. C., Payabyab, S. T., Terry, N. (1999): Selenium volatilization and accumulation by twenty aquatic plant species. *J. Environ. Qual.*, 28, 1011–1017.
- Posta, K., Füleky, G. (1997): Growth and P nutrition of mycorrhizal maize plants at different soil volumes and phosphorus supply. *Acta Agron. Hung.*, 45, 135–145.
- Raskin, I., Ensley, B. D. (2000): *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York. pp. 53–70.
- Reeves, R. D., Baker, A. J. M. (2000): Metal-accumulating plants. pp. 193–230. In: Raskin, I., Ensley, B. D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Reeves, R. D., Brooks, R. R. (1983): Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from a mining area of Central Europe. *Environ. Pollut.*, 31, 277–287.
- Rugh, C. L., Gragson, G. M., Meagher, R. B., Merkle, S. A. (1998): Toxic mercury reduction and remediation using transgenic plants with a modified bacterial gene. *Hortscience*, 33, 618–621.
- Rylott, E., Jackson, R. G., Edwards, J., Womack, G. L., Seth-Smith, H. M. B., Rathbone, D. A., Stran, S. E., Bruce, N. C. (2006): An explosive-degrading cytochrome P450 activity and its targeted application for the phytoremediation of RDX. *Nature*, 24, 216–219.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, D., Chet, I., Raskin, I. (1995): Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnol.*, 13, 468–474.
- Salt, D. E., Pickering, I. J., Prince, R. C., Gleba, D., Dushenkov, S., Smith, R. D., Raskin, I. (1997): Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian mustard. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 1636–1644.
- Schnoor, J. L. (2000): Phytostabilization of metals using hybrid poplar trees. pp. 133–150. In: Raskin, I., Ensley, B. D. (eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Schnoor, J. L. (2002): *Phytoremediation of Soil and Groundwater*. Technology Evaluation Report TE-02-01, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, Pittsburgh, PA. (<http://www.gwrtac.org>).
- Shingu, Y., Yokomizo, S., Kimura, M., Ono, Y., Yamaguchi, I., Hamamoto, H. (2006): Conferring cadmium resistance to mature tobacco plants through metal absorbing particles of tomato mosaic virus. *Plant Biotechnol. J.*, 4, 281–288.
- Simon, L., Biró, B. (2005): Role of amendments and Zn-tolerant mycorrhizal fungi in phytostabilization of metal-contaminated mine spoil from Gyöngyösoroszi. *Agrokémia és Talajtan*, 54, 163–177.
- Simon, L., Biró, B., Balázs, S. (2008): Impact of pseudomonads and ethylene on the cadmium and nickel rhizofiltration of sunflower, squash and Indian mustard. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 36, 2440–2455.
- Simon, L., Széles, É., Balázs, S., Biró, B. (2007): Selenium phytoextraction, speciation and microbial groups in Se-contaminated soils. pp. 554–555. In: Zhu, Y. G. (ed.), *Proceedings. Biogeochemistry of Trace Elements. Environmental Protection, Remediation and Human Health*. Beijing, China.
- Smith, R. A. H., Bradshaw, A. D. (1979): The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *J. Appl. Ecol.*, 16, 595–612.

- Takács, T., Lukács, A., Karátsonyi, M. (2006): Effect of five phosphate rocks on the bioavailability of phosphorus and cadmium. *Cereal Res. Commun.*, 34, 347–350.
- Takács, T., Vörös, I. (2003): Effect of metal non-adapted AM fungi on Cd, Ni and Zn uptake by ryegrass. *Acta Agron. Hung.*, 51, 347–354.
- Terry, N., Carlson, C., Raab, T. K., Zayed, A. (1992): Rates of selenium volatilization among crop species. *J. Environ. Qual.*, 21, 341–344.
- USEPA (2000): *Introduction to Phytoremediation*. US Environmental Protection Agency (EPA) Reports. EPA 600/R-99/107.
- Vivas, A., Biró, B., Ruíz-Lozano, J. M., Barea, J. M., Azcón, R. (2006): Two bacterial strains isolated from a Zn-polluted soil enhance plant growth and mycorrhizal efficiency under Zn toxicity. *Chemosphere*, 62, 1523–1533.
- Watanabe, M. E. (1997): Phytoremediation on the brink of commercialization. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 182–186.
- Zhu, Y. L., Zayed, A. M., Quian, J. H., de Souza, M., Terry, N. (1999): Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth. *J. Environ. Qual.*, 28, 339–344.

## **9. Phytoremediation: Enhanced Cd accumulation by organic manuring, EDTA and microbial inoculants in Indian mustard (*Brassica Juncea L.*)**

### **Introduction**

The phytoremediation of soil contaminated with heavy metal is an emerging technology that aims to extract or inactivate metals in soils (Salt *et al.*, 1998). Cadmium (Cd) is recognized globally as a hazardous element and is not essential to plants. Cadmium has a wide variety of uses in industry, medicine, dentistry, batteries, science and military applications. The burning of fossil fuels and medical waste accounts for more than 80% of all anthropogenic sources. Reports of the Itai-Itai disease in Japan due to excessive dietary intake of Cd by human beings (Asami, 1981) is one example of heavy metal pollution. The agricultural use of phosphatic fertilizers may also cause the entry of Cd into the human system through crop plants.

In view of the above, there is a need to develop a suitable technique for soil remediation by enhancing the phytoextraction of Cd from contaminated soil. The term phytoremediation is used to describe a system wherein plants, in association with soil organisms, can remove or transform contaminants into harmless and often valuable forms (Chhonkar, 2004). Amongst commercial crops, Indian mustard was found to have a high capacity for extracting and translocating Cd from contaminated soils (Ahmed *et al.*, 2001). Generally, chelate-assisted phytoextraction helps in phytoremediation in two ways: (i) release of bound metals into the soil solution, and (ii) transport of metals to the shoot, which would presumably increase the total metal accumulation in plants (Salt *et al.*, 1998). Synthetic chelators, such as EDTA, DTPA and EGTA, form soluble complexes with metals in the soil and can increase the uptake and translocation of heavy metals through the aboveground tissues (Blaylock *et al.*, 1997). The addition of organic amendments led to higher plant biomass production (Clemente *et al.*, 2005). Vermicompost can be used to remediate metal-contaminated sites because it binds metals and increases uptake (Jadia and Fulekar, 2008). Microbial populations are known to affect heavy metal mobility and availability to the plant through the release of chelating agents, acidification, phosphate solubilization and redox changes, and therefore have potential to enhance phytoremediation processes (Jing *et al.*, 2007). Rhizosphere bacteria can increase the efficiency of Cd phytoremediation by promoting the accumulation of Cd in plants. For better phytoremediation a higher uptake of con-



taminants by the plants is necessary, which will require a better understanding of effective chelating agents.

The present investigation was undertaken to study the phytoremediation of cadmium-contaminated soil by rhizospheric Indian mustard (*Brassica juncea* L.) with the help of chelating agents and organic manures.

#### Materials and methods

A pot experiment using sandy loam soil was conducted in a screen-house in the 2007–2008 season. Some selected characteristics of the soil are: pH (1:2) 8.2; EC 0.48 dS m<sup>-1</sup> in water; organic carbon 0.58%; CEC 11.70 cmol (P+)kg<sup>-1</sup> soil; total Cd 2.35 µg Cd g<sup>-1</sup> soil. Earthen pots were lined with polyethylene to avoid contamination and filled with 20 kg of air-dried soil (< 2 mm). The treatments consisted of Cd (100 µg Cd g<sup>-1</sup> soil as cadmium chloride), EDTA (2 mmol kg<sup>-1</sup> soil as disodium salt), farmyard manure (FYM) and vermicompost (VC), 2% by weight each, in all possible combinations. Bioinoculants (*Azotobacter* sp. and *Pseudomonas* sp.) were applied as seed treatment to selected treatment combinations.

A bulk soil sample of the surface layer (0–15 cm) was collected from an untreated field irrigated with sewer water at the vegetable research farm of CCS Haryana Agricultural University, Hisar, India. The soil was air dried, ground and passed through a 2-mm stainless steel sieve to remove gravel and crop residues.

This soil sample was artificially spiked with Cd using CdCl<sub>2</sub> as a source of Cd. The bulk soil sample was spread evenly on a polythene sheet placed over the raised platform of the screen-house. A pre-calculated amount of CdCl<sub>2</sub> (i.e. 100 mg Cd/300 ml distilled water) was dissolved in distilled water. The solution so prepared was sprinkled over the uniformly spread soil at the rate of 300 ml solution per kg of soil. After sprinkling the solution, the soil sample was covered with a plastic sheet for 48 hours to minimize evaporation and to ensure proper equilibration. Thereafter the cover was taken off and the soil was allowed to dry to a workable moisture content. Then each soil sample was thoroughly mixed, respread uniformly over the plastic sheet and moistened to near field capacity moisture content using distilled water. This cycle was repeated thrice for proper equilibration and the uniform enrichment of the soil with the added Cd. The Cd-enriched bulk soil sample was then air dried and divided into eight equal lots. One lot was kept as a control, the second lot was treated with well decomposed dry farmyard manure (FYM), 2% by weight, and the third with well-decomposed dry vermicompost (VC), 2% by weight, while the fourth lot was given ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) treatment at 2 mmol kg<sup>-1</sup> soil (0.4 mmol daily for 5 days in 5 split doses) starting at 40 days after sowing (DAS). The remaining four lots were given the same treatments, but were also treated with N<sub>2</sub> fixer (i.e. *Azotobacter* sp.) and phosphorus-solubilising bacteria (i.e. *Pseudomonas* sp.) as seed dressing at the time of sowing. The FYM and vermicompost were mixed uniformly into the Cd-spiked soil one week before sowing.

Indian mustard (*Brassica juncea* L.) was sown as test crop. The basic nutrient requirements of the crop were added in solution form as 50, 50, 60, 10, 5, 5 and 5 mg kg<sup>-1</sup> soil of N, P, K, Fe, Mn, Zn and Cu, respectively, and mixed thoroughly with the soil before sowing. Each treatment was replicated three times in a completely randomized design. The pots were irrigated to field capacity with deionized water throughout the growth period. Ten seeds of Indian mustard were sown in each pot and thinned to five plants after germination. The plants were harvested 8 weeks after germination at the pre-flowering stage and washed with distilled water. The plant samples were first air dried by keeping them in paper bags and then in an oven at 65 ± 2°C to constant weight. After grinding, 0.5 g dried plant tissue was digested in 20 ml of a concentrated HNO<sub>3</sub>:HClO<sub>4</sub> (4:1) diacid mixture and

the final volume was made up to 25 ml. The cadmium content of the digested solution was determined using an atomic absorption spectrophotometer (*GBC 932 plus, Australia*).

## Results and discussion

### *Visual toxicity symptoms*

The crop plants came under the influence of the toxic concentration of Cd right from the seed germination stage. Starting from the emergence of the plumule up to the harvesting stage of the crop (i.e. at the pre-flowering stage, 56 days after sowing), yellowing of the leaves was observed. In each case, leaf emergence was associated with chlorosis, which started from the margin of the leaves and then progressed consistently inwards. Though the plants continued to grow till the harvesting stage in Cd-enriched soil they remained stunted as compared to those grown in normal soil. Plants grown in FYM-treated soil had a healthy look compared to the others, which might be attributed to the additional supply of essential nutrients contained in FYM. When the chelating agent EDTA was applied 40 days after sowing, the plants exhibited wilting symptoms a day after application but these disappeared within 2–3 days. This might be attributed to the increased availability of Cd as a Cd–EDTA complex in the soil.

**Table 226.** Dry matter yield (g pot<sup>-1</sup>) of shoots and roots of Indian mustard as influenced by different chelating agents and bio-inoculants in Cd-enriched soil

Different chelating agents and bio-inoculants in Cd-enriched soil						
Treatments	Control	Cd <sub>100</sub>	Cd <sub>100</sub> +FYM	Cd <sub>100</sub> +VC	Cd <sub>100</sub> +EDTA	Mean
Shoots						
Control	35	26	29	40	29	32
Inoculants	35	26	29	40	29	32
Mean	35	26	29	40	29	32
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 0.4; Cd = 0.6; Interaction of M x Cd =0.9					
Roots						
Control	3,75	2,65	3,81	3,86	2,79	3,37
Inoculants	3,97	2,80	3,96	3,98	2,88	3,52
Mean	3,86	2,72	3,89	3,92	2,84	3,44
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 0.03; Cd = 0.04; Interaction of M x Cd = NS					

NS= non-significant

### *Dry biomass production of plants*

The application of EDTA, FYM and VC resulted in a significant increase in dry matter yield in Cd-enriched soil. The highest increase in yield was observed in VC-amended, Cd-enriched soil. This indicates that VC is the most effective agent for the phytoremediation of Cd-contaminated soil. Microbial inoculants had no significant effect on the shoot or root dry matter yield of Indian mustard (*Table 226*).

### *Cadmium concentration in plants*

The application of FYM, VC and EDTA resulted in a significant increase in the Cd concentration in the shoots and roots of Indian mustard as compared to Cd enrichment alone (Cd100). The highest concentration of Cd in Indian mustard plants was observed when Cd-enriched soil was amended with EDTA (*Table 227*).

**Table 227.** Cadmium concentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) in the shoots and roots of Indian mustard as influenced by different chelating agents and bio-inoculants in Cd-enriched soil

Influenced by different chelating agents and bio-inoculants in Cd-enriched soil						
Treatments	Control	Cd <sub>100</sub>	Cd <sub>100</sub> +FYM	Cd <sub>100</sub> +VC	Cd <sub>100</sub> +EDTA	Mean
Shoots						
Control	4	34	48	56	75	43
Inoculants	4	38	52	57	78	46
Mean	4	36	50	56	77	45
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 0.4; Cd = 0.6; Interaction of M x Cd =0.9					
Roots						
Control	10	88	104	124	150	95
Inoculants	12	90	104	126	158	98
Mean	11	89	104	125	154	96
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 1.5; Cd = 2.4 Interaction of M x Cd = 3.4					

#### *Cadmium uptake in plants*

The application of microbial inoculants resulted in a significant increase in Cd uptake in both the shoots and roots. Similarly, the application of FYM, EDTA and VC significantly enhanced the Cd uptake by Indian mustard, VC being the most effective for the removal of Cd from the soil by Indian mustard plants. The most important parameter for phytoremediation is a high uptake of polluting heavy metals into the harvestable biomass. This signifies the necessity of the accumulator species having high biomass yield as well as a higher concentration of the heavy metal. Soluble organics may raise the carrying capacity of the soil solution for trace metals by the formation of soluble organo-metallic complexes (Almas *et al.*, 2000). Wu *et al.* (2006) also indicated that rhizobacteria are important in the augmentation of metal accumulation in the roots (Table 228).

**Table 228.** Cadmium uptake ( $\mu\text{g pot}^{-1}$ ) of shoots and roots of Indian mustard as influenced by different chelating agents and bio-inoculants in Cd-enriched soil

Treatments	Control	Cd <sub>100</sub>	Cd <sub>100</sub> +FYM	Cd <sub>100</sub> +VC	Cd <sub>100</sub> +EDTA	Mean
Shoots						
Control	127	872	1382	2238	2139	1352
Inoculants	132	993	1486	2266	2251	1426
Mean	129	932	1434	2252	2195	1389
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 12; Cd = 19; Interaction of M x Cd = 27					
Roots						
Control	37	233	395	478	418	312
Inoculants	47	251	413	500	455	333
Mean	42	242	404	489	436	322
LSD (5%)	Microbial inoculants (M) = 4; Cd = 7; Interaction of M x Cd = 9					

#### **Conclusions**

The present investigation used performance indicators to reveal that all the soil amendments used in Cd-spiked soil were effective in enhancing the Cd uptake, vermicompost being the most effective. The chemical (EDTA) and organic (FYM, VC) chelates enhanced the Cd concentration in plant shoots and roots. However, EDTA

may have environmental consequences. Microbes with or without chelates, FYM and VC proved very effective in promoting both Cd uptake and the tissue Cd concentration. As environment-friendly components of sustainable agriculture, they could be useful both for phytoremediation and as biofertilizers.

#### Acknowledgements

The present work was part of a study conducted under the Indo–Hungarian Joint Project (IND-3/03-DST, CCS HAU, Hisar, India and OMFB-00295-2006, RIS-SAC, HAS, MOE, Budapest, Hungary).

#### References

- Ahmed, K. S., Panwar, B. S., Gupta, S. P. (2001): Phytoremediation of cadmium-contaminated soil by Brassica species. *Acta Agron. Hung.*, 49, 351–360.
- Almas, A. R., Salbu, B., Singh, B. R. (2000): Changes in partitioning of  $^{109}\text{Cd}$  and  $^{65}\text{Zn}$  in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 64, 1951–1958.
- Asami, T. (1981): Heavy Metals Pollution in Soils of Japan. Japan Scientific Societies Press, Tokyo, pp. 257–274.
- Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B. D., Raskin, I. (1997): Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 860–865.
- Chhonkar, P. K. (2004): Phytoremediation: A “Green cure” for heavy metal contaminated soils. *J. Indian Soc. Soil Sc.*, 52, 357–373.
- Clemente, R., Walker, D. J., Bernal, M. P. (2005): Uptake of heavy metals and As by Brassica juncea grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments. *Environ. Pollut.*, 138, 46–58.
- Jadia, C. D., Fulekar, M. H. (2008): Phytoremediation: The application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. *Environ. Engineering Manage. J.*, 7, 547–558.
- Jing, Y., He, Z., Yang, X. (2007): Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *J. Zhejiang Univ. Sci. B*, 8, 192–207.
- Salt, D. E., Smith, R. D., Raskin, I. (1998): Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 49, 643–668.
- Wu, C. H., Wood, T. K., Mulchandani, A., Chen, W. (2006): Engineering of plant-microbe symbiosis for rhizoremediation of heavy metals. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72, 1129–1134.

## Felhasznált irodalom

- 8/2001. (I. 26.) FVM Rendelet A terménővelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról. Magyar Közlöny. 9: 458-522.
- 9/2003 (III. 13.) ESZCSM rendelete az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről szóló 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet módosításáról. Magyar Közlöny. 2003/25. 1960–1966.
- 9/2002. (III.22.) KÖM-KöVim együttes rendelete a használt és szennyvizek kibocsátási határértékeiről és alkalmazásuk szabályairól. Közlekedési és Vízügyi Értesítő. 8: 646-653.
- 10/2000. (VI. 2.) KÖM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelete a felszín alatti víz és földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről. Magyar Közlöny. 2000/53. 3156–3167.
- 33/2000. (III. 17.) Korm. sz. rendelet a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról. CD Jogtár. 1-20.
- 40/2008. (II.26.) Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának szabályairól szóló 50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet módosításáról. Magyar Közlöny. 31: 1316-1327.
- 47/2001(VI. 25.) FVM rendelete a nemkívánatos anyagok és termékek megengedett mennyiségeiről takarmányokban. Magyar Közlöny. 2001/71. 5100–5107.
- 49/2001.(IV.3.)Korm. rendelete a vizek mezőgazdasági eredetű nitrát szennyezéssel szembeni védelméről. Magyar Közlöny. 2001/39:2518-2531.
- 50/2001.(IV.3.)Korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól. Magyar Közlöny. 2001/39. 2532–2543.
- Ábrahám L. 1980. A szerves- és műtrágyák kezelése és felhasználása. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Ács A. 1967. Kukorica szerves- és műtrágyázási kísérletek eredményei a Debreceni Agrártudományi Főiskola Gazdaságában. In: Trágyázási kísérletek 1955-1964. Szerk.: Sarkadi J. 152-170. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Adriano D.C, Pratt P.F. & Bishop S.E. 1971. Nitrat and salt in soils and groundwaters from land disposal of dairy manure. Soil Sci. Soc. amer. Proc. 35:759-769.
- Adriano D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag. New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo 533 p.
- Albert E, Förster F. & Ernst H. 2007.Berechnung der pflanzenbaulichen Wirksamkeit der Nährstoffe organischer Dünger. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. Informationsschrift. 15 p. Dresden.
- Alexa L, Dér S. (2001): Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat. Profikomp Kft. Gödöllő. 264 pp.
- Antal J, Egerszegi S. & Penyigei D. 1966. Növénytermesztés homokon. Mezőgazd. Kiadó. Budapest. 249 p.
- Árendás T, Csathó P. 1994. Azonos NPK hatóanyagú szerves- és műtrágyázás hatása a talajtulajdonságok függvényében. Agrokémia és Talajtan. 43: 399-407.
- Anton A, Simon L. 1999. 3. Fejezet. A talaj szennyeződése szerves anyagokkal. In: Talajszennyeződés, talajtisztítás. Szerk.: Simon L. 33-54. Környezetgazdálkodási Intézet. (2. bővített) kiadás. KMG-5. kötet. Neotipp Bt. Budapest. 219 p.
- Anton A, Máthéné G.G. 2005. Factors affecting heavy metal uptake in plant selection for phytoremediation. Z. Naturforsch. 60: 244-246.
- Anton A, Németh T. 2006. A műtrágyázás gyakorlata. In: Mezőgazdasági ökotoxikológia. Szerk.: Darvas B, Székács A. 32-36. Harmattan Kiadó. Budapest.
- Asmus Fr. 1983. Wirkung der organischen Düngung auf den Ertrag und die organische substanz sandiger Böden. In: Aktuelle Probleme der organischen Düngung unter Berücksichtigung der Güllewirtschaft. 31-39. Tag. –Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR. Berlin
- Avdonin N.Sz. 1972. Savanyú talajok termékenységének fokozása. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Bakonyi G, Nagy P. & Kádár I. (2003): Long-term effects of heavy metals and microelements on nematode assemblage. Toxicology Letters. 140-141:391-401.
- Balasev L.L., Volkovics Sz.I. (Szerk.: 1964). Himizacia Szel'szkogo Hozajsztvaszlovar-Szpravocsnik. Izd-vo „Nauka”. Moszkva.
- Balla Ané. 1958. Az istállótrágya tápanyagai érvényesülésének vizsgálata. Agrokém. és Talajt.7(3):233-242.
- Balla Ané. 1964. Az istállótrágyázás és a műtrágyázás hatásának összehasonlítása a világ ismertebb tartamkísérleteiben. Agrokémia és Talajtan. 13: 385-414.
- Balla Ané 1967. Az istállótrágya és a műtrágyák hatásának vizsgálata különböző termőhelyeken tartamkísérletekben. In: Sarkadi J. (Szerk.:) Trágyázási kísérletek 1955-1964. 99-130. Akadémia Kiadó. Bpest
- Balla Ané. 1973. Az istállótrágya és a műtrágya hatását összehasonlító martonvásári tartamkísérletek 12 éves eredményei. Agrokémia és Talajtan. 22(1-2): 101-114.

- Ballenegger R. 1962. A láptalajok vizsgálata. In: Talaj- és trágyavizsgáló módszerek. Szerk.: Ballenegger R. és DiGléria J. 248-252. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Baranyai F., Fekete A. & Kovács I. 1987. A magyarországi talaj tápanyagvizsgálatok eredményei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Benedek P., Farkas P., Oláh J. & Vermes L. 1977. A szennyvíziszap elhelyezése és mezőgazdasági hasznosításának feltételei. VIZDOK, VMGT 87, Budapest. 247 p.
- Benedek Sz. 2012. Hígtrágya a harmonikus növénytáplálás szolgálatában. Agrónapló. 42-44.
- Benne E.J., Hoglund C.R., Longnecker E.C. & Cook R.L. 1961. Animal manures. Michigan Agr. Exp. Sta. Cirk. N. 231. USA.
- Bergmann W. 1992. Nutritional Disorders of Plants. Gustav Fischer Verlag. Jena-Hamburg-NY.
- Berrow M. L., Burridge J. C. 1980. Trace element levels in soils: effects of sewage sludge. In: Inorganic Pollution and Agriculture. 159-183. MAFF Reference Book 326. HMSO. London.
- Berzsenyi Z., Györfy B. 1994. Az istálló- és műtrágya hatásának összehasonlító értékelése a hatóanyag-azonosság elve alapján kukorica monokultúrában és búza-kukorica dikultúrában. In: Debreczeni B.-Debreczeni Bné (Szerk.) Trágyázási kutatások 1960-1990. 313-321. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Bingham F. T. 1973. Boron in cultivated soils and irrigation waters. In: Trace Elements in the Environment. 30-143. Amer. Chem. Soc. Washington. D.C.
- Bíró B. 1999. További tudnivalók a kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezéséről. Talajbiológiai következmények. Agroforum. X. évf. 9: 4-6.
- BKSZT 2011. Fenntarthatósági Jelentés. Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep. BKSZT. Budapest.
- Boyle M, Paul E. A. 1989a. Carbon and nitrogen mineralization kinetics in soil previously amended with sewage sludge. Soil Sci. Am. J. 53:99-103.
- Boyle M, Paul E. A. 1989b. Nitrogen transformation in soil previously amended with sewage sludge. Soil Sci. Am. J. 53:740-744.
- Branfield R, Garman W.H (Eds.: 1963). The fertilizer handbook. National Plant Food Institute. 120 p. USA
- Brauer H. 1998. Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik. Springer. Berlin-Heidelberg-Tokyo.
- Brummer G. W. 1986. The importance of chemical speciation in environmental processes. In: Dahlem Konferenzen. 169-192. Springer Verlag. Berlin.
- Carter D.O, Tibbett M. 2006. Microbial decomposition of skeletal muscle tissue (*Ovis aries*) in a sandy loam soil at different temperatures. Soil Biology & Biochemistry. 38:1139-1145.
- CAST 1975. Utilization of animal manures on food and fiber production. Iowa State University, Ames, Iowa, USA. Council for Agricultural Science and Technology. Rep. N. 41. 22 p.
- CAST 1975. Fertilizer practices and efficiency of use. Council for Agricultural Science and Technology. Report N. 37. 21 p.
- Castellanos J. Z, Pratt P. F. 1981. Mineralization of manure nitrogen. Correlation with Laboratory Indexes. Soil Sci. Soc. Amer J. 45(2): 354-357.
- Chaney R. L. 1982. Fate of toxic substances in sludge applied to cropland. In: Proc. Int. Symp. on Land Application of Sewage Sludge. 259-324. Tokyo.
- Chaney R. L, Ryan J. A. & Brown S. L 1997. Development of the US-EPA limits for chromium in land-applied biosolids and applicability of these limits to tannery by-product derived fertilizers and other Cr-rich soil amendments. In: Chromium environmental issues. 229-295. Eds.: Canali, S. - Tittarelli, F. - Sequi, P. Franco Angeli. Milano. Italy.
- Chang A. C, Granato T. C. & Page A. L. 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for Cr, Cu, Ni and Zn in agricultural land application of municipal sewage sludges. J. Environ. Quality. 21:521-535.
- Chang A.C, Haenam H. & Page, A.L. 1997. Cd uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? Environ. Quality. 26:11-19.
- Chesnin L. 1982. Fertilizing with sewage resources. Cooperative Extension Service. NabGuide. University of Nebraska. Lincoln. USA.
- Csaba L, Kiss O, Szinay M. & Vermes L. 1978. Hígtrágya-hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest
- Csathó P. 1994. A környezet nehézfém-szennyezettsége és az agrártermelés. MTA TAKI. Budapest.
- Csathó P, Radimsky L. 2007. A nitrát-direktiva első 15 éve: eredmények, kudarcok és sürgető feladatok az EU-ban, a környezet agráreredetű NP-terhelésének csökkentésében. Növényter. 56(1-2):83-110.
- Csathó P, Árendás T. 1994. Azonos NPK hatóanyagú szerves- és műtrágyázás hatása a talajtulajdonságok függvényében. Agrokémia és Talajtan. 43: 399-407.
- Csathó P, Árendás T. 1997. The effect of soil organic matter content on crop responses to N given in mineral or organic form. Agrokémia és Talajtan. 46: 63-76.
- Cserhádi S, Kosutány T. 1887. A trágyázás alapelvei. Országos Gazd. Egyesület Könyvkiadó V. Budapest.

- Cserhádi M, Kriszt B, Szoboszlai S, Atzél B, Kiss J. & Morvai B. (2006): Impact of composts produced from waste of animal origin on the biological activity of soils. *Acta Agron. Hungarica*. 54(4):507-516.
- Csubarov A.P. (Szerk.: 1972). Szpravocsnik Predsedatelja Kolhoza. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Curkan M.A. 1985. Agrohímicseszkie osznovú primenenija organicseszkih udobrenij: Izd-vo „Stiınca.” Kisinyov.
- Debreczeni B, Debreczeni Bné. 1994. Trágyázási Kutatások 1960-1990. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Debreczeni I, Zsáki Z. 1985. Bőrgyári szennyvíziszap hatása a növények elemi összetételére. *Növénytermelés*. 31. 551–559.
- Debreczeni I, Zsáki Z. 1982. A mélybarázdásan sertéshígtrágyával öntözött kukoricaállomány termésének és a talaj táplálóanyag tartalmának alakulása. *Növénytermelés*, 31(6): 551-559.
- Debreczeni I, Zsáki Z. 1985. Bőrgyári szennyvíziszap hatása a növények elemi összetételére. *Agrokémia és Talajtan*. 34(3-4): 421-432.
- De Haan S, Rethfeld H. & Van Driel 1985. Acceptable levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils, depending on their clay and humus content and CEC. *Institut voor Bodemvruchtbaarheid. Rapport* 9-85. 42 p.
- Diez Th, Rosopulo A. 1976. Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben. *Landw. Forsch. Sonderheft*. 33:236-248.
- Diez Th, Rosopulo A. 1978. Schwermetallaufnahme von Mais nach Düngung mit Siedlungsabfällen in Abhängigkeit vom Standort. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 27:15-22.
- Diez Th, Rosopulo A. 1980. Schwermetallaufnahme der verschiedenen Getreidearten aus hochbelasteten Böden unter Feldbedingungen. *Kézirat*. 1-8. MTA TAKI. Budapest.
- Ditz H. 1867. A magyar mezőgazdaság. (Szerk.: Kádár I. 1993). MTA TAKI. Budapest.
- Diez Th. 1982. Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Ballungsräumen, dargestellt am Beispiel der Stadt München. *Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung*. 23:149-163.
- Diez Th. et al. 1992. Schwermetallaufnahme und Austrag von extrem belasteten Böden unter Pflanzenbaulicher Nutzung. *Landw. Jahrbuch*. 60:51-71.
- Dorner B. 1925. A kereskedelmi trágyák történelme, gyártása és használata. Atheneum. Budapest.
- Dömsödi J. 1977. A hazai tőzeganyagok fizikai és kémiai (technológiai) tulajdonságai. *Agrokémia és Talajtan*. 26(1-2): 163-170.
- Dömsödi J. 1979. A lápképződés, lápmegsemmisülés és a talajképződés kölcsönhatásai. *Agrokémia és Talajtan*. 28(3-4): 511-526.
- Dömsödi J. 1984. Talajjavítási útmutató. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Eaton F. M. 1944. Deficiency, toxicity and accumulation of B in plants. *J. Agric. Res.* 69. 237–277.
- Egnér H, Riehm H, Domingo W.R. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. K. *Lantbr. Högsk. Ann.* 26:199-215.
- Eikman Th, Klope A. 1991. *Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad) stoffe in Böden*. In: *Handbuch. Bodenschutz*. (Eds.: Rosenkrantz, P. et al.) 1–24. Erich Schmidt Verlag. Berlin.
- Eikmann Th, Klope, A. 1993. *Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden*. 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. VDLUFA Schriftenreihe 34. 1-27. VDLUFA-Verlag. Darmstadt.
- Emmerich W. E. et al. 1982. Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environm. Quality*. 11. 174–178.
- Fekete A. 1989. Hazai talajok nem esszenciális (toxikus) mikroelem tartalma. *Agrok. és Talajt.* 38:174-176.
- Fergusson J.E. 1991. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effect*. Pergamon Press. Oxford/New York/ Seoul/Tokyo.
- Flaig W, Nagar B, Söchtig H. & Tietjen C. 1977. Organic materials and soil productivity. *FAO Soils Bulletin* N. 35. FAO. Rome.
- FM 1990. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. MI-08-1735. Ágazati Műszaki Irányelvek. Budapest.
- Fraters D, Van Beurden A.U.C.J. 1993. Cadmium mobility and accumulation in soils of the European Communities. Report. N. 481505005. Bilthoven. The Netherlands.
- Gigliotti G, Businelli D. & Giusquiani P. L. 1966. Trace metal uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agric. Ecosyst. & Environm.* 58. 199–206.
- Giordano P. M, Mortvedt J. J. 1976. Nitrogen effects of mobility and plant uptake of heavy metals in sewage sludge applied to soil columns. *Journal of Environmental Quality*. 5.165–168.
- Görlitz M, Asmus F, Lange H, Schönmeier H, Krause, O. & Franke, G. 1975: *Düngungsempfehlung für den effektiven Einsatz der organischen Dünger*. Akademie der Landw. der DDR. Berlin. 84 p.
- Görlitz M. 1983. Wirkung der Nährstoffe aus organischer Düngung. In: *Aktuelle Probleme der organischen Düngung unter Berücksichtigung der Güllewirtschaft*. 21-30. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR. Berlin

- Grábner E. 1948. Szántóföldi növénytermesztés. „Patria” Irodalmi Vállalat és Rt. Budapest. 832 p.
- Gruner L. 1884. Mezőgazdaságunk és az emberi trágya. Mezőgazdasági Szemle. 2. évf. 119: 486-50.
- Gutser R, Amberger A. & Wünsch, A. 1978. Schwermetallaufnahme verschiedener Pflanzen im Gefäßversuch aus Böden mit langjähriger bzw. Einmaliger Anwendung von Klärschlamm. Landw. Forsch. 35:335-349.
- Gyárfás J. 1907. Az aradi szennyvíztelepen 1905-ben szerzett tapasztalatok. In: Az Orsz. Magy. Kir. Növénytermelési Kísérleti Állomás 1905. évi kísérleteinek eredménye. 227-241. Pallas Rt. Nyomdája, Bpest.
- Gyárfás J. 1908. Az aradi szennyvíztelepen 1907. évben szerzett tapasztalatok In: Az Orsz. Magy. Kir. Növénytermelési Kísérleti Állomás 1907. évi kísérleteinek eredménye. 196-226. Pallas Rt. Nyomda. Bpest
- Hajas J, Rázsó I. 1966. Mezőgazdaság számokban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Hargitai L. 1964. A különböző talajtípusok humuszminőségének egységes jellemzése talajgenetikai szempontból. Kísérletügyi Közlemények. 3: 115-125.
- Hargitai L. 1988. A talaj szervesanyagának meghatározása és jellemzése. In: Talaj- és agrokémiiai vizsgálati módszerkönyv 2. Szerk.: Buzás I. 151-173. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Häni H, Sigenthaler A. & Candinas T. 1966. Soil effects due to sewage sludge application in agriculture. Fertilizer Research. 43:149-156.
- Häni H, Klötzli F. 1984. Schwermetalle in Klärschlamm und Müllkompost. In: Merian, E. (ed.): Metalle in der Umwelt. Verlag Chemie Weinheim.
- Hegedűs M, Schmidt J. & Rafai P. 1998. Állati eredetű melléktermékek hasznosítása. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 367 p.
- Heinonen-Tanski H, Van Wijk-Sijbesma C. 2003. Human excreta for plant production. Review Paper.
- Hinsenveld M. 1991. Dutch ABC-reference list for soil and groundwater contamination (4<sup>th</sup> revised version of the Guidelines Soil Remediation). In: Innovative Techniques for Treatment of Contaminated Soils and Sediments. 85-90. Univ. of Cincinnati, Dept. of Civil and Environm. Engineering. USA.
- Holló S. 1994. A szerves- és műtrágyázás tartamhatásának összehasonlító vizsgálata csernozjom barna erdőtalajon. In: Debreczeni B. – Debreczeni Bné (Szerk.) Trágyázási Kutatások 1960-1990. 324-329. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Horváth I, Horváth A. 1992. Mezőgazdasági eredetű szennyvizek, hígtrágyák és hulladékok kezelése és hasznosítása. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest. 461 p.
- ISO 11261. 1995. Soil Quality. Determination of total nitrogen. Modified Kjeldahl method.
- Izsáki Z, Debreczeni I. 1987. Börgyári szennyvíziszappal végzett trágyázás hatásának vizsgálata homoktalajon. Növénytermelés. 36. 481-489.
- Izsáki Z, Debreczeni I. 1989. A börgyári szennyvíziszap-trágyázás hatása és utóhatása kalászos gabonákra homoktalajokon. Növényterm. 38:231-239.
- Izsáki Z. 2000. Mezőgazdasági hulladék gyűjtése, ártalmatlanítása hasznosítása. Tessedik Sámuel Főiskola. Szarvas.
- Izsáki Z, Debreczeni I. 1983 Különböző adaggal és időpontban végzett hígtrágyázás hatása a cukorrépatermés mennyiségére és minőségére. Növényterm. 32(4):355-362.
- Jeng A. S, Haraldsen T. K, Vagstad N, Gronlund A. & Tveitnes S. 2004. Meat and bone meal as nitrogen fertilizer to cereals in Norway. Agricultural and Food Science. 13:268-275.
- Jeng A. S, Haraldsen T. K, Gronlund A. & Pedersen P. A. 2006. Meat and bone meal as nitrogen and phosphorus fertilizer to cereals and rye grass. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 76:183-191.
- Jönsson H, Baky A, Jeppsson U, Hellström D. & Kärrman E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model. Urban Water Report. Gothenburg, Sweden. 41 p.
- Jönsson H. 1997. Assessment of sanitation systems and reuse of urine. Ecological alternatives in sanitation Publik., Water Resources. 9.: 11-22. Sweden.
- Juste C, Mench, M. 1992. Long-term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: Biochemistry of Trace Metals. (Ed.: ADRIANO, D. C.) 159-193. Lewis Publishers. Boca Raton-Ann Arbor-London-Tokyo.
- Kabata-Pendias A, Adriano D. C. 1995. Trace Metals. Chapter 4. In: Soil Amendments and Environmental Quality. (Ed.: Rechigl, J. E.) 139-167. Lewis Publishers. Boca Raton-New York-London-Tokyo.
- Kádár I. 1987. A kukorica ásványi tápanyagellátása. Növénytermelés. 36:57-66.
- Kádár I. 1977. Műtrágyázási szaktanácsadás Ausztriában. Agrokémia és Talajtan. 26(1-2): 171-182.
- Kádár I. 1991. A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata. Környezet- és természetvédelmi kutatások. Akaprint. Budapest.
- Kádár I. 1992. A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Bp. 398 p.
- Kádár I. 1993. A trágyázás és a környezetszennyezés összefüggései a Rothamsted-i tartamkísérletek tükrében. Agrokémia és Talajtan. 42: 421-431.



- Kádár I. 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- Kádár I. Szerk: 1996. Albrecht Thaer "Az ésszerű mezőgazdaság alapjai. IV/1. fejezet. Trágyázástan. 1809–1821." MTA TAKI. Budapest.
- Kádár I. 1997. Talajaink tápanyaggazdálkodása az ezredfordulón. Növényterm. 46: 73–84.
- Kádár I. 1998. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv. 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest.
- Kádár I. 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. Agrokémia és Talajtan. 48:561–581.
- Kádár I. 1999. Szelénforgalom a talaj–növény rendszerben. Agrokémia és Talajtan. 48:233–242.
- Kádár I. 2002. Műtrágyázás hatása a mustár termésére és elemfelvételére. Agrokémia és Talajt. 51: 417–434.
- Kádár I. 2003. Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 52. 105–120.
- Kádár I. 2004. A műtrágyázás hatása a tavaszi árpa elemfelvételére karbonátos csernozjom talajon. Növénytermelés. 53. 61–74.
- Kádár I. 2004. A műtrágyázás hatása a silókukorica termésére karbonátos csernozjom talajon. Növénytermelés. 53:285–297
- Kádár I. 2004. A tritikále elemfelvétele műtrágyázási kísérletben. Növénytermelés. 53:273–284.
- Kádár I. 2005. Talajtulajdonságok és talajszennyezettségi határértékek. Ásványi elemek. ELGOSCAR-2000. Környezetvédelmi Füzetek. Budapest
- Kádár I. 2006. Mélyfúrások eredményei Órbottyán Kísérleti Telepén. Kézirat. MTA TAKI. 8 p.
- Kádár I. 2006. Növény-és talajvizsgálatok értelmezése műtrágyázási tartamkísérletben. Növénytermelés: 55:123–137.
- Kádár I. 2007. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 1. Agrokémia és Talajtan. 56. 391–408.
- Kádár I. Szerk.: 2007. Emil Wolff (1872): „Gyakorlati trágyázástan.” MTA TAKI. Budapest. 128 p.
- Kádár I. 2008. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 2. Agrokémia és Talajtan. 57:177–190.
- Kádár I. 2008. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 3. Agrokémia és Talajtan. 57: 334–346.
- Kádár I. 2008. Műtrágyázás hatása a tavaszi árpára karbonátos homoktalajon. Növényterm. 58. 51–63.
- Kádár I. 2008. Műtrágyázás hatása a tritikáléra karbonátos homoktalajon. Agrokém és Talajt. 57:57–66.
- Kádár I. 2009. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 4. Agrokémia és Talajtan. 58: 149–168.
- Kádár I. 2012. A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása. MTA ATK TAKI. Budapest. 359 p.
- Kádár I. 2013. A gyepek műtrágyázásáról. MTA ATK TAKI. Akaprint. Budapest. 290 p.
- Kádár I, Shalaby M. H. 1985. A K- és B-trágyázás hatása a talaj és növény tápelemtartalmára. Növénytermelés. 34. 321–327.
- Kádár I, Csathó P. 1991. A K- és B-trágyázás hatása a kukoricára. In: Csató P.: A környezet nehézfém-szennyezettsége és az agrártermelés. 143–144. MTA TAKI. Budapest.
- Kádár I, Fekete S. 1995. XVIII. Fejezet: Takarmányozási kísérletek eredményei. In: Kádár I. 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. 321–371. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- Kádár I, Daoud H. 2003. Mikroelem-terhelés hatása a sósókára karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 52. 93–104.
- Kádár I, Schill J. 2004. Az olaszperje (*Lolium multiflorum* Lam.) műtrágyázása csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 53. 291–304.
- Kádár I, Kastori R. 2006. Effect of microelement loads on triticale grown on calcareous chernozem soil. (In Hungarian) Agrokémia és Talajtan. 55(2):449–460.
- Kádár I, Holló S. 2006. Műtrágyázás és meszezés hatása a 30 éves kompolti OMTK kísérletben. Agrokémia és Talajtan. 55. 433–448.
- Kádár I, Kastori R. 2006. Mikroelem-terhelés hatása a tritikále termésére és elemfelvételére karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 55:449–460.
- Kádár I, Morvai B. 2007. Ipari-kommunális szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. Agrokémia és Talajtan. 56. 333–352.
- Kádár I, Morvai B. 2008. Börgyári szennyvíziszap vizsgálata tenyészedényes kísérletben. A Ca-, a Na- és a Cr-elemek forgalma. Növényterm. 57:35–48.
- Kádár I, Morvai B. 2008. Börgyári szennyvíziszap-terhelés hatása a K, Sr, S, P, Fe, Mn és Al elemek forgalmára különböző talajokon. Növénytermelés. 57: 123–134.
- Kádár I, Morvai B. 2008. Börgyári szennyvíziszap-terhelés hatása a Zn, Mo, Cd, Pb, As, Se elemek forgalmára különböző talajokon. Növénytermelés. 57: 291–304.
- Kádár I, Morvai B. 2008. Városi szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. II. Agrokémia és Talajtan. 57. 97–112.

- Kádár I, Morvai B. 2008. Városi szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. III. *Agrokémia és Talajtan*. 57. 305–318.
- Kádár I, Radics L. 2008. Műtrágyázás hatása a kukoricára karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 57(3): 305-318.
- Kádár I, Morvai B. 2009. Városi szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. IV. *Agrokémia és Talajtan*. 58. 91–104.
- Kádár I, Morvai B. 2009. Városi szennyvíziszap-terhelés hatásának vizsgálata tenyészedény-kísérletben. V. *Agrokémia és Talajtan*. 58(2): 343-358.
- Kádár I, Morvai B. 2009. Bőrgyári szennyvíziszap-terhelés hatása a tavaszi árpa B, Ba, Ni, Co, Cu elemeinek forgalmára tenyészedény kísérletben. *Növénytermelés*. 58(2): 41-57.
- Kádár I, Sarkadi J. 2010. Szemelvények az Agrokémiai és Növényáplálási Osztály kutatásaiból (1974-2009): *Növénytermelés*. 59(4): 107-135.
- Kádár I, Ragályi P. 2011. Vágóhídi hulladékok hatása a növények termésére karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 61(4): 81-105.
- Kádár I, Draskovits E. 2012. Hasznosításra váró szennyvíziszap. *Zöld Ipar Magazin*. 2(10): 36-40.
- Kádár I, Draskovits E. 2012. A szennyvíz és szennyvíziszap elemforgalmáról. *Hírcsatorna*. 10(7-8): 12-17.
- Kádár I, Ragályi P. 2012. Vágóhídi hulladékok hatása a növények elemtartalmára karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 61(1): 164-182.
- Kádár I, Ragályi P. 2012. Vágóhídi komposztok és húsliszt hatása karbonátos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 61(2): 363-380.
- Kádár I, Ragályi P. 2012. Vágóhídi hulladékok hatása a növények termésére karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 61(4): 81-105.
- Kádár I, Koncz J. & Gulyás F. 2000. Mikroelem-terhelés hatása a kukorica összetételére és a talaj könnyen oldható elemtartalmára karbonátos csernozjomon. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 205–220.
- Kádár I, Radics L. & Bana K.-Né. 2000. Mikroelem-terhelés hatása a kukoricára karbonátos csernozjomon. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 181–204.
- Kádár I, Daoud H. & Radics L. 2001. Mikroelem-terhelés hatása a spenóra karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 50. 335–370.
- Kádár I, Ragályi P. & Fekete S. 2009. Movement of Mo in soil-plant-animal system. Long-term experimental field studies. In: *Trace Elements in the Food Chain*. Vol. 3. 387-391. (Eds.: Szilágyi M., Szentmihályi K.) Budapest. 2009. 05. 21-23. Working Committee on Trace Elements and Institute of Materials and Environmental Chemistry of the HAS.
- Kádár I, Draskovits E. & Morvai B. 2009. Gyümölcslé gyártási hulladék komposzt (RAUCH) hatásának vizsgálata karbonátos homoktalajon. *Növénytermelés*. 58(2): 23-40.
- Kádár I, Hámori V, Morvai B. & Petróczki F. 2002. Talajterhelési és szennyezettség határértékek; szennyvíziszap és vágóhídi komposzt hatása a cukorrépára. In: *Cukorrépa termesztési/termeltetési tanfolyam és tanácskozás*. 37-40. Szerk.: Várnainé J.A. Cukoripari Egyesülés. Budapest.
- Kádár I, Petróczki F, Hámori V. & Morvai B. 2009. Kommunális szennyvíziszap, illetve vágóhídi hulladék komposzt hatása a talajra és a növényre szabadföldi kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 58: 121-136.
- Kádár I, Rékási M, Ragályi P, & Filep T. 2009. Effect of soil pollution on alfalfa yield and element composition. *Cereal Research Comm*. 37: 601-604.
- Kádár I, Petróczki F, Hámori V. & Morvai B. 2009. Kommunális szennyvíziszap, illetve vágóhídi hulladék komposzt hatása a talajra és a növényre szabadföldi kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 58: 121-136.
- Kádár I, Kismányoki T, Németh T, Pálmai O. & Sarkadi J. 1999. Tápanyaggazdálkodásunk az ezredfordulón. Szemle. *Agrokémia és Talajtan*. 48(1-2): 193-216.
- Kádár I, Ragályi P, Szemán L, Márton L. & Nagy S. 2007a. NPK műtrágyázás és foltszerű trágyaterhelés hatásának vizsgálata ösgyepen. *Gyepgazd. Közl*. 5: 16-25.
- Kádár I, Márton L, Ragályi P, Szemán L, Csátori G, Nagy S. & Árdai Á. 2007b. Trágyázás hatása legeltetett ösgyepekre. *Növénytermelés*. 56: 287-306.
- Keefer R. F. et al. 1979. Heavy metal availability to plants from sludge application. *Compost Sci*. 3. 31–34.
- Kern J, Henizmann B. & Langemann A. 2008. Rohstoffquelle Klärschlamm. *DLG Mitteilungen*. 3: 29-29.
- Kick H, Braun B. 1977. Wirkung von chromhaltigen Gerbereischlämmen auf Wachstum und Chromaufnahme bei verschiedenen Nutzpflanzen. *Landw. Forsch*. 30. 160–173.
- Kick M, Poletschy H. 1978. Ein kurzbericht über langjährige Feldversuche mit Müllkomposten und Klärschlämmen. Schwermetalle in der Erntemasse. *Landw. Forsch*. 35:412-418.
- Killorn R. 1984. Animal manure. A source of crop nutrients. Cooperative Extension Service. Iowa State University. Ames. Iowa, USA.
- Kirchmann H, Pettersson S. 1995. Human urine. Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*. 40(2): 149-154.

- Kismányoky T. 1988. A tavaszi árpa nitrogén trágyázásáról. *Agrofórum*. IX. (3) 33–35.
- Kiss J. et al., 2001. Állati eredetű zsíros hulladékok biológiai degradációjának vizsgálata. In: XV. Orsz. Környezetvédelmi Konferencia. (Szerk.: ELEK GY. & VÉCSI B.) 351–360.
- Kjeldahl J. 1891. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. *Zeitschr. f. analyt. Chemie*. 22. 366–382.
- Klausner St, Bouldin D. 1983. Managing animal manure as a resource. Part I: Basic principles. Soils. Cooperative Extension Service. New York State. Cornell Univ. New York. USA
- Klecskovszkij, V.M, Peterburgszkij A.V. 1964. *Agrohimiya*. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva. 527 p.
- Klímes-Szmik A. 1955. Aljtrágyázott homok tápanyagviszonyai és földművelési vonatkozásai. *Agrokémia és Talajtan*. 4:313-334.
- Kloke A. 1982. Erläuterungen zur Klärschlammverordnung. *Landw. Forsch. Sonder-heft*. 39. 302–308.
- Kloke A. 1981. Schwermetalle in Boden und Pflanzen ländlicher und stadtnäher Gebiete. Der Stickstoff. 13. 53–61.
- Kocsis I. 1998. Komposztálás. DATE Mezőgazdasági Vízgazdálkodási és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar. Szarvas. (AIFSZ jegyzet). 153 p.
- Koltai Á. 1967. Azonos hatóanyag-tartalmú szerves- és műtrágyaadag közvetlen és utóhatása egyes búzafajták termésére. In: Trágyázási kísérletek 1955-1964. Szerk.: Sarkadi J. 96-130. Akadém. Kiadó. Bpest.
- Kovács F. 1990. Állathigiénia. Harmadik bővített kiadás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Kovács J. 2012. A talajok tápanyag-utánpótlása, szerves trágyázás. *Agrofórum*(IX): 51-53.
- Kovacevic V, Kádár I. 1998. Influence of K fertilization and liming on maize, wheat and soybean nutrient status. In: Essential Role of Potassium in Diverse Cropping Systems. (Ed.: Johnston, A.E.) 131-136. International Potash Institute Base, Switzerland.
- Kovacevic V. et al. 1996. Response of corn (*Zea mays* L.) hybrids to potassium fertilization on strong K-fixing soil. In: IX. Int. Colloquium of Plant Nutrition. 458-461. IAOPN. Prague.
- Kovda V.A. 1973. Osznovny ucsenija o pocsvah. Tom II. Izd-vo „Nauka” Moszkva.
- Körte W. 1839. Albrecht Thaer élete és munkássága orvosként és mezőgazdaként. Szerk.: Kádár I. 2007. MTA TAKI. Budapest. 185 p.
- Kralovánszky V. P, Ligetvári F. 2009. A hazai vízgyűk bölcsojénél. Kvassay Jenő pályafutása. Dream-n-Print Kft. Pusztazámor.
- Krámer M. 1967. A műtrágyák és az istállótrágya hatásának, illetve kölcsönhatásának vizsgálata a martonvásári tartamkísérletekben. In: Sarkadi J. (Szerk.): Trágyázási kísérletek 1955-1964. 131-151. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Krisztján J, Tóth S. & Benesóczky Jné 1987. Szénfejtések meddőhányóinak rekultivációja kommunális szennyvízzel. *Agroinform*
- KSH 2003a. Magyarország környezetterhelési mutatói 2003. Központi Statisztikai Hivatal–Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- KSH 2003b. Magyarország környezeti állapota nemzetközi összehasonlításban. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest.
- KSZGYSZ 2001. Környezetvédelmi Szolgáltatók és Gyártók Szövetsége által 2001.09.19-20.-án rendezett 'Szennyvíz, szennyvíziszap' c. konferencián elhangzottak alapján a szervező bizottság által megfogalmazott állásfoglalás (kézirat) MTA ATK TAKI,
- Kulcsár L. 1999. A cukorrépa N-felvétele és N-anyagcseréjének kapcsolata a technológiai minőséggel. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 543–560.
- Kvassay J. 1880. Mezőgazdasági Vízműtan. Mezőgazdasági rész. Kiadja Ráth Mór. Budapest. 406 p.
- Kvassay J. 1882. Mezőgazdasági Vízműtan. Technikai rész. Kiadja Ráth Mór. Budapest. 315 p.
- Kvassay J. 1895. A hazai öntözések mai állásáról. Az országgyűlési értesítő Kő- és Könyvnyomdája. R.T. Budapest. 11-13. szám. 20 p.
- Lakanen E, Erviö R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available microelements in soils. *Acta Agr. Fenn*. 123. 223–232.
- Láng G. 1955. A talajtermékenység fenntartásának irányelvei mezőgazdaságunk jelenlegi helyzetében. MTA Agrártud. Osztálya. Kézirat. MTA TAKI Budapest. Kézirat. 16 p.
- Láng G. 1960. Istállótrágya-gazdálkodás a vetésváltó földművelési rendszerben. Mezőgazd Kiadó. Budapest.
- Láng G, Pekáry K. & Sarkadi J. 1973. Hatékony trágyázás. Országos Munkakollektíva Kiadv. Keszthely.
- Láng G. 1976. Szántóföldi növénytermesztés. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Laporte D. 2000. History of shit. Original: Laporte D. 1978. Historie de la merde. English version printed in USA, Massachusetts, MIT Press. ISBN-0262-12225-1
- Lewin V. H, Beckett P. H. T. 1980. Monitoring heavy metal accumulation in agricultural soils treated with sewage sludge. *Effluent and Water Treatment Journal*. 20. 217–221.

- Liebig J. v. 1840-1876. Kémia alkalmazása a mezőgazdaságban és a növényélettanban. (Szerk: Kádár, I. 1996. MTA TAKI. Budapest.
- Lindegaard h. 2001. The debate on the sewage system in Copenhagen from the 1840s to the 1930s. *Ambio*. 30:323-326.
- Lőrincz J. (Szerk.: 1978). Földműveléstan. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 330 p.
- Lőrincz J. (Szerk.: 1984): A sörárpa termesztése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- MAFF 1983. General information. Farm waste management. Booklet 2077. ADAS. Stationery Office. Southampton. 36 p.
- Mallki S, Heinonen-Tanski H. 1999. Composting toilets in permanent houses. In: Use of municipal organic waste. DIAS-report. 147-154. Jokioinen, Finland.
- Mallki S. 1999. The current situation and the legislation concerning the use of municipal organic waste in Finland. In: Use of municipal organic waste. DIAS-report. 33-39. Jokioinen, Finland.
- Mallki S. 1999. Human faeces as a resource in agriculture. NJF Congress N.21. Norway.
- Mantovi P, Bonazzi G, Maestri E. & Marmioli N. 2003. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. *Plant and Soil*. 250: 249-257.
- Martens D. A, Johanson J. B, Frankenberger, W. T. (1992): Production and persistence of soil enzymes with repeated addition of organic residues. *Soil Sci*. 153:53-61.
- Marth P. 1990. Talajvizsgálati módszerek összehasonlító vizsgálata. Szakmérnöki diplomadolgozat. Kézirat. GATE Mezőgazdasági Kara.
- Mazur T, Sadej W, Wojtas A. & Wróbel Z. 1983. Einfluss der Gülledüngung auf Ertrag und Eiweißgehalt der Pflanzen. In: Aktuelle Probleme der organischen Düngung unter Berücksichtigung der Güllewirtschaft. 89-95. Tag.Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR. Berlin
- Mcbride M.B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are US-EPA regulations protective? *J. Environ. Quality*. 24:5-18.
- Mcgrath S. P. 1984. Metal concentrations in sludges and soil from a long-term field trial. *J. Agr. Sci.* 103:23-25.
- Mcgrath S.P, Chang A.C, Page A.L. 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environm. Reviews*. 2:1-11.
- Mcgrath S. P. 1997. Long-term studies of metal transfers following application of sewage sludge. In: Pollutant Transport and Fate in Ecosystems. (Eds: COUGHREY, G. et al.) 301-317. Blackwell Scientific Publ. Oxford-London-Edinburgh-Boston-Palo Alto-Melbourne.
- Macnicol R. D, Beckett P H T. 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant Soil* 85. 107-129.
- MÉM NAK. 1978. A TVG tápanyagvizsgáló laboratórium módszerfüzete. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.
- MÉM 1988. Az öntözővíz minősítése és mezőgazdasági hasznosítása. Műszaki irányelvek. MI-08-1780-1988.
- MÉM 1990. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. Ágazati Műszaki Irányelv. MI-08-1735/1990. Budapest.
- Mengyelejev D. I. 1880. Lekcii zemlegyelcseszkoi himii. In: D. I. Mengyelejev. Szocsinenija. XVI. 173-213. Izdatel'sztvo Akademii Nauk SzSzSzK. Leningrad-Moszkva. 1951. 480 p.
- Milhoffer S. 1897. A talajkimerülés. Tekintettel a csökkenő termésekre és az ezeket befolyásoló termelési tényezőkre. Könyves Kálmán Rt. Budapest.
- Miller W. P, Mcfee, W. W. & Kelly, J. M. 1983. Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. *J. Environm. Quality*. 12. 579-584.
- Mortvedt J. J, Cunningham H. G. 1971. Production, marketing and use of other secondary and micronutrient fertilizers. In: Fertilizer Technology and Use. (Ed.: OLSON, R.A.) 49-77. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- MSZ-10-509. 1991. Magyar Szabvány. Kommunális szennyvíziszapból készült komposztok vizsgálata és minősítése. Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium. 8 p. Hatálybalépés időpontja: 1992.07. 1.
- MSZ-21470-50, 2006. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és oldható toxikus elem, nehézfém és Cr(VI) tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület. Budapest.
- Nagy J. 1995. A talajművelés, a műtrágyázás, a növénytermelés és az öntözés hatásának értékelése a kukorica (*Zea mays* L.) termésére. *Növénytermelés*. 44: 251-260.
- Nagy J. 1997. A műtrágyázás hatása a kukorica (*Zea mays* L.) termésére öntözés nélkül, és öntözéssel termesztésben. *Agrokémia és Talajtan*. 46: 275-288.
- Nagy J. 2007. Kukoricatermesztés. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Ns. Nagyváthy J. 1821. Magyar Practicus Termesztő. Pesten, Ns Trattner János Tamás betűivel, 's költségével. 295 p.
- Nemessályi Zs. 1982. A melléktermékek felhasználása. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 151 p.

- Németh I. 1994. Szerves- és műtrágyázás 30 éves tartamhatása Ramann-féle barna erdőtalajon. In: Debreczeni B, Debreczeni Bné (Szerk.) Trágyázási Kutatások 1960-1990. 322-324. Akadémiai Kiadó. Bpest
- Németh T. et al. 1997. A magyarországi talajok alapterheltségi szintjének leírása. Zárójelentés. KTM-(KEV-2631/96) Projekt. MTA TAKI-MÁFI-BFNTÁ. Budapest.
- Németh T. et al. 1999. Distribution of ecologically significant fractions of selected heavy metals in the soil profile. Chapter 12. In: Fate and Transport of Heavy Metals in the Vadose Zone. (Eds: Setim, H. M. & Iskandar, I. K.) 251-271. Lewis Publishers. Boca Raton-London-New York-Washington, D.C.
- Neukem 1995. A német-magyar környezetvédelmi együttműködés eredményei. BFNTÁ Budapest. Kézirat
- Nishimuta M. et al. 2006. Moisture and mineral content of human faeces. *J.Nutr.Sci.Vitaminol.* 52:121-126.
- Odor L, Horváth I, Fügedi U. 1995. Magyarország geokémiai térképsorozata és a regionális környezeti terhelés. MÁFI Geokémiai Osztály. Budapest.
- PAIS I. 1980. A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Pain B, Menzi H. 2003. Glossary of terms on livestock manure management. Swiss College of Agriculture. Zollikofen, Switzerland.
- Pais I. 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: Cycling of nutritive elements in geo- and biosphere. 59-77. (Ed.: I. Pais). Proc. IGBP. Budapest.
- Palavaev T, Totev T. 1983. Kiszlotnosztv pocsv i metodü ejo usztranenija. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Panwar B. S, Márton L, Kádár I, Anton A. & Németh T. 2010. Phytoremediation: A Novel Green Technology To Restore Soil Health . *Acta Agronomica Hungarica*, 58(4): 443-458.
- Panwar B.S, Kádár I, Bíró B, Rajkainé V. Kr, Ragályi P, Rékási M. & Márton L. (2011): Phytoremediation. Enhanced Cd accumulation by organic manuring, EDTA and microbial inoculants (*Azotobacter* sp. *Pseudomonas* sp.) in indian mustard (*Brassica juncea* L.). *Acta Agronomica Hung.* 59(2): 101-107.
- Patócs I. 1990. Occurrence of heavy metals and toxic elements in the soils of Hungary. Proc. 4<sup>th</sup> Intern. Symposium on Trace Elements. Ed.: I. Pais. 19-30. KÉE. Budapest.
- Pekáry K, Kiskéri R. 1976. Az istállótrágya és a műtrágyák hatásának összehasonlítása a kompolti tartamkísérletekben. *Növénytermelés*. 25(2): 149-161.
- Perényi L. 1975. Elmult idők higiéniaja. *Orvosi Hetilap*. 116.évf. 50: 2955-2958.
- Pescod M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper N.47. Rome. 125 g.
- Petersen J. 1999. Legislation in Denmark and nutrition value of waste products. In: Use of municipal organic waste. DIAS-report. 13-18. Jokioinen, Finland.
- Pethe F. 1805. Pallérozott mezei gazdaság. Sopron.
- Pieper W. 1987. Das Scheiss Buch. Entstehung, Nutzung, Entsorgung Menschlicher Fäkalien. Alpha-Comic Verlag. Berlin.
- Pieper W. 1997. Az emberi ürülék kultúrtörténete. ISBN. 963-8128-24-0. Háttér Kiadó. Budapest.
- Pomares-Garcia F, Pratt P. F. 1978. Value of manure and sewage sludge as N fertilizer. *Agronomy J.* 70:1065-1069.
- Pratt P. F, Laag A.E. 1981. Effect of manure and irrigation on sodium bicarbonate-extractable phosphorus. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 45(5): 887-888.
- Pratt P. F. 1984. Salinity, sodium and potassium in an irrigated soil treated with bovine manure. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 48(4): 823-828.
- Pratt P. F. 1979. Management restrictions in soil application of manure. *J. of Animal Sci.* 48(1):135-143.
- Prjanisnyikov D.N. 1934. Agrohimiya. In: D. N. Prjanisnyikov. Izbrannüie Szocsinenija. Tom. I. Gosz. Izd-vo Sz/h Literaturü. Moszkva. 1952.
- Prjanisnyikov D.N. 1965. Izbrannüie szocsinenija. I. Agrohimiya. Izdatelsztvo "KOLOSZ". Moszkva
- Prjanisnyikov D.N. 1965. Populárnaja Agrohimiya. Izd-vo "Nauka" Moszkva.
- Prüess A. 1997. Mobile  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extractable chromium and other trace elements in soils based on the standard. DIN 19730. In: Chromium environmental issues. 21-38. (Eds.: Canali, S. - Tittarelli, F. - Sequi, P. Franco Angeli) Milano. Italy.
- Purves D. 1985. Trace element contamination of the environment. Elsevier. Asmterdam-Oxford-NY- Tokyo.
- Pusztai A. 1988. Vizsgálatok a kaposvári szennyvíziszap injektálás technológiai kialakításához. In: *Hungarochem* '88. 292-296. Szerk.: Blaske Zoltánné NEVIKI. Pannon Nyomda. Veszprém.
- Pusztai A. 1990. Többéves tapasztalat a szennyvíziszap injektálása terén. *Hungarochem* 1990. 276-280. Szerk.: Blaske Zoltánné. NEVIKI. Pannon Nyomda. Veszprém.
- Ragályi P, Kádár I. 2007. Effect of processed slaughterhouse waste on soil fertility. In: 16<sup>th</sup> Int. Symp. of CIEC. 427-432. Eds.: Neve S. De et al., Ghent, Belgium.
- Ragályi P, Kádár I. 2007. Composted slaughterhouse by-products effect on crop yield. In: Joint Int. Conference on Long-term Experiments, Agric. Research and Natural Resources. 239-246. Eds.: I. Láng et al., Univ. of Debrecen, Hungary and Univ. of Oradea, Romania.

- Ragályi P, Kádár I. 2008. Processed slaughterhouse waste application on calcareous sandy soil. *Acta Agron. Óváriensis*. 50(1):95-101.
- Ragályi P, Kádár I. 2008. Komposztált vágóhídi melléktermékek hatása szántóföldi növények terméshozamára. In: *Talajvédelem Különszám*. 497-506. Szerk. Simon L. Talajvédelmi Alapítvány. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza
- Ragályi P, Kádár I. 2009. Feldolgozott vágóhídi melléktermékek többéves utóhatása a tritikálé terméshozamára. In: *Tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében*. 281-286. Szerk.: Berzsenyi Z. – Árendás T. MTA Mezőgazdasági Kutatóintézet. Martonvásár.
- Ragályi P, Kádár I. 2011. Trágyázás hatása természetes legelők gyephozamára és elemtartalmára. *Talajvédelem*. (Szerk.: Farsang A, Ladányi Zs. ) Különszám. 405-411.
- Ragályi P, Kádár I. 2012. Effect of organic fertilisers made from slaughterhouse wastes on yield of crops. *Archiv of Agronomy and Soil Science*. 58(51): 122-126.
- Rékási M, Filep T, Ragályi P. & Kádár I. 2012. Effect of industrial-communal sewage sludge treatment on the Cd and Cr fractions of soil and on plant uptake. *Eur. Chem. Bull.* (1(8): 338-342.
- Rékási M, Filep T. 2006. Effect of microelement loads on the element fractions of soil and plant uptake. *Agrokémia és Talajtan*. 55. 213–222.
- Rékási M, Kádár I, Filep T, Lončarić Z, Ragályi P. & Kovacević V. 2010. Effect of sewage sludge treatment on mobility and soil-plant transfer of Cu, Mn, Ni and Zn. In: 45<sup>th</sup> Croatian Symp. on Agriculture Proc. 906-910. Eds.: Maric, S. and Lončarić, Z. Faculty of Agriculture, Osijek, Croatia. 2010.02.16-19.
- Russel E.W. 1973. Soil conditions and plant growth. 10<sup>th</sup> Edition. Longman. London. 89 g
- Sager M. 2007. Trace and nutrient elements in manure dung and compost samples in Austria. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1383-1390.
- Salomonsson L, Jonsson A, Salomonsson A.C. & Nilson, G. 1994. Effects of Organic Fertilizers and Urea when Applied to Spring Wheat. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 44: 170-178.
- Salomonsson L, Salomonsson S, Olofsson A.C. & Jonsson, A. 1995. Effects of Organic Fertilizers and Urea when Applied to Winter Wheat. *Acta Agric. Scand. Sect. B, Soil and Plant Sci.* 45: 171-180.
- Sántha A. 1991. A mezőgazdasági melléktermékek hasznosítása és a környezetvédelem. Akadémiai Kiadó. Budapest. 166 p.
- Sarkadi J. 1959. Einfluss von Superphosphat und von Lignitpulver auf die Verluste an organischer Substanz und an Pflanzennährstoffen im Stallmist. *Zeszyt Naukowe*. 81-97.
- Sarkadi J. 1964. A szerves trágyák. In: *Mezőgazdák talajismereti és trágyázási útmutatója*. 207-232. (Szerk.: Di Gléria J.). Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Sarkadi J, Bánó T. 1967. Szerves és műtrágyák hatásának vizsgálata tartamkísérletekben. In: Sarkadi J. (Szerk.) *Trágyázási kísérletek 1955-1964*. 74-95. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Sarkadi J. 1994. Szerves és műtrágyák hatása a búza és kukorica termésére erdőmaradványos csernozjom talajon. In: *Debreceni B. – Debreceni Bné (Szerk.) Trágyázási kutatások 1960-1990*. 324-329. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Sauerbeck D. 1982. Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landw. Forsch. Sonderheft*. 39. 108–129.
- Sauerbeck D. 1985. Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrarchemischer Sicht. *Materialien zur Umweltforschung*. Kohlhammer Verlag. Stuttgart.
- Schmidt J. P. 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land applied sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 26:4-10.
- Schow N.L, Danteravanich S, Mosbaek H.& Tjell J.C. 2001. Composition of human excrete. A case study from Southern Thailand. *The. Sci. of the Total Environ.* 286: 155-166.
- Seaker E. M, Sopper W. E. 1988a. Municipal sewage sludge for minespoil reclamation. Effects on microbial populations and activity. *J. Environ. Qual.* 17:591-597.
- Seaker E. M, Sopper W. E. 1988b. Municipal sewage sludge for minespoil reclamation. II. Effects on organic matter. *J. Environ. Qual.* 17:598-602.
- Serna M. D, Pomares F. 1992. Indexes of assessing N availability in sewage sludge. *Plant & Soil*. 139:15-21.
- Sesztakov A.G. 1961. *Agrokémia*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Shalaby M. H, Kádár I. 1984. A kálium és bór közötti kölcsönhatások vizsgálata napraforgó jelzőnövénnyel meszes homoktalajon. *Agrokémia*
- 'Sigmund E. 1904: *Mezőgazdasági Chémia*. Kir. Magy. Természettud. Társulat. Budapest.
- Sillanpää M, Jansson H. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. *FAO Soils Bulletin*. N. 65. Rome.
- Sillanpää M. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. *FAO Soils Bull.* N.48. Rome.
- Simon L. 1996. Komposztált szennyvíziszap hatása mezőgazdasági haszonnövények tápelem felvételére és nehézfém akkumulációjára. In: *Dudinszky Lné (szerk.). Pro Aqua*. 2:829-847. Sopron.

- Simon L. Szerk. 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet. 2. (bővített) kiadás. KMG-5. kötet. Neotipp Bt. Budapest. 219 p.
- Skarda M. 1983. Jährliche Düngung mit Schweinegülle in der Fruchtfolge. In: Aktuelle Probleme der organischen Düngung unter Berücksichtigung der Güllewirtschaft. 55-60. Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch. – Wiss. DDR. Berlin
- Snyder W.S, Cook M.J, Karhausen L.R. & Tipton L.H. 1975. Report of the task group on reference man. Pergamon Press.
- Soler-Rovira P, Soler-Soler J, Soler-Rivra J. & Polo, A. 1996. Agricultural use of sewage sludge and its regulation. Fertilizer Research. 43:173-177.
- Sommer G. 1978. Gefäßversuche zur Ermittlung der Schadgrenzen von Cd, Cu, Pb und Zn im Hinblick auf den Einsatz von Abfallstoffen in der Landwirtschaft. 2. Mitteilung. Landw. Forsch. 35:350-364.
- Sommer B, Marschner H. 1986. Pflanzenverfügbarkeit vor Schwermetallen aus Böden. Eugen Ulmer GmbH and Co. Stuttgart.
- Somogyi Z, Bakonyi G, Kádár I, Nagy P. & Kiss I. 2004. Effect of microelement loads on white worms (*Enchytraeus albidus*). (In Hungarian) Agrokémia és Talajtan. 53:155-164.
- Stefanovits P. 1966. Hazánk homoktalajainak jellemzése. In: Növénytermesztés monokon. 9-22. Szerk.: Antal J. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Stefanovits P, Filep Gy. & Füleky Gy. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Steineck S, Stintzing R.A, Rodhe I, Elmquist H. & Jakobsson C. 1999. Plant nutrients in human urine and food refuse. DIAS-report. 125-130. Jokioinen, Finland.
- Sutton A. L, Nelson D.W. & Jones D.D. 1983. Utilization of animal manure as fertilizer. Cooperative Extension Service. Purdue Univ. W.Lafayette, Indiana, USA.
- Sváb J. 1981. Biometria módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 557 pp.
- Szabó S. A. et al. 1987. Mikroelemek a mezőgazdaságban. I. Esszenciális mikroelemek. Mezőg. Kiadó. Bpest.
- Széles É. et al. 2006. Szelén - speciációs vizsgálatok talajmintákból ion-kromatográffal összekapcsolt induktív csatolású ICP-MS alkalmazásával. Agrártudományi Közlemények. 23. 106-111.
- Széles É. 2007. Szelénvegyületek átalakulásának vizsgálata tartamkísérletből származó talaj- és növénymintákban. PhD-értekezés tézisei. Debrecen.
- Szmirnov P.M, Peterburgszkij A.V. 1975. Agrohimiya. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Szpravocsnik 1964. Szpravocsnik po Udobrenijam. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Szpravocsnik 1976. Szpravocsnik Agrohimiya. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Szpravocsnik 1988. Szpravocsnik Agronoma Szibirii. Izd-vo „Kolosz”. Moszkva.
- Szuhay-Havas E. 1978. Nimród és utódai. Interpress Magazin. 4: 31-33.
- Tanguay Fr. 1990. Rodale Gotaas composting. In: Petit manuel d'auto-construction. Mortagne Québec. Canad. 230 p.
- Tester C. F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:827-831.
- Thaer A. 1809-1821. Az ésszerű mezőgazdaság alapjai. IV. rész. Első fejezet. A trágyázás. (Szerk: Kádár, I. 1996). MTA TAKI. Budapest.
- Thamm Fné 1990. Növényminták nitráttartalmának meghatározását befolyásoló tényezők vizsgálata. Agrokémia és Talajtan. 39:191-206.
- Thomsson O. 1999. The current situation concerning the use of municipal organic waste in Sweden. In: Use of municipal organic waste. DIAS-report. 28-32. Jokioinen, Finland.
- TIM 1995. Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer. I. Módszertan. FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály. Budapest.
- Tisdale S.L, Nelson W. L. 1966. A talaj termékenysége és a trágyázás. Mezőgazd. Kiadó. Budapest.
- Tyurin I. V. 1937. Organicszeszkie vescesztva pocsv. Szelhozgiz. Moszkva.
- Ugland T.N. 1999. The current situation concerning the use of municipal organic waste in Norway. In: Use of municipal organic waste. DIAS-report. 23-27. Jokioinen, Finland.
- URI Zs. E. 2007. Települési szennyvíziszapok termesztett növényekre és talajra gyakorolt hatásának vizsgálata. Ph.D. értekezés tézisei. DE ATC. Debrecen.
- US EPA (Environmental Protection Agency) 1993. The standards for the use or disposal of sewage sludge, Title 40 of the Code of Federal Regulations, Part 503. Federal Register 58 FR 9248 to 9404.
- Vajdai I. (szerk. 1984): A cukorrépa termesztése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Varanka W. M, Zablocki M. Z. & Hinesly D. 1976. The effect of digested sludge on soil biological activity. J. Water Poll. Contr. 1728-1740.
- Id. Várallyay Gy. 1953. Útmutató az istállótrágya helyes kezelésére és alkalmazására. Mezőgazdasági Kísérleti Intézet. Kézirat. Mosonmagyaróvár. 12 p.

- Várallyay Gy. 1984. Magyarországi homoktalajok vízgazdálkodási problémái. *Agrokémia és Talajtan*. 33(1-2): 159-169.
- Vergilius P.M. i.e.29. *Georgica. Falum*. In: Antik Róma. Szerk.: Salvani I.- Caporalli R. 1963. Corvina Kiadó. Budapest.
- Verloo M, Willaert G. 1990: Direct and indirect effect of fertilization practices on heavy metals in plants and soils. In: *Fertilization and the Environm.* 79-87. Eds.: Merckx H. et al. Leuven Univ. Press. Belgium.
- Vermes L, Szlávik I. 1982. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezését és hasznosítását célzó kísérletek értékelése. Összefoglaló jelentés 1975–1980. VITUKI. Budapest.
- Vermes L. 1989. A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának kelet-európai tapasztalatai. *Melioráció, öntözés és talajvédelem*. 2:48–66.
- Vermes L. 1992. *Hulladékgazdálkodás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.*
- Vermes L. 1998. *Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó. Budapest.*
- Vermes L. 2003. Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettud. Kar. Budapest.
- Vetterlein D, Hüttl R. F. 1996. Aspects of soil conservation in respect to the application of recycled plant nutrients from industrial processes. In: 10<sup>th</sup> Intern. Symp. of CIEC. 51-78. Eds. E. Schnug and I. Szabolcs. Braunschweig.
- Whisser W.J.F. 1993. Contaminated land policies in some industrialized countries. Technical Soil Protection Committee. The Hague. The Netherlands.
- Vinneras B. 2002. Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. Ph.D. thesis. Swedis Univ. of Agric. Sci. Uppsala. 1-87 p.
- Vinneras B, Jönsson H. 2002. The performance and potencial of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in houshold wastewater. *Bioresource Technology*. 84: 275-282.
- Wear J. I, Patterson R. M. 1962. Effect of soil pH and texture on the availability of water-soluble boron in the soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 26. 543–546.
- W.H.O. (World Health Organization) 1996. Guidelines for drinkingwater quality, Volume 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva.
- Wickliff C, Volk V. V. 1982. Reactions of chrome tannery sludge with organic and mineral soils. *Water, Air and Soil Pollution*. 17:61-74.
- Wolff E. 1872. *Gyakorlati trágyázástan*. Szerk.: Kádár I. 2007. MTA TAKI. Budapest. 128p.

## Intézetünk kiadványai 1980-2013 között

- Elek Éva, Kádár Imre 1980. Álló kultúrák és szántóföldi növények mintavételi módszere. *Mezőgazdasági és Élelmezéstudományi Minisztérium MÉM NAK*. Budapest. 55 p.
- Kádár Imre 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. *Környezetvédelmi Minisztérium – MTA TAKI. Akaprint*. Budapest. 104 p.
- Kádár Imre 1992. A növény táplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI (Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet). Budapest. 398 p.
- Kádár Imre 1993. A kálium-ellátás helyzete Magyarországon. *Környezetvédelmi Minisztérium – MTA TAKI. Akaprint*. Budapest. 112 p.
- Ditz Heinrich 1867. *A magyar mezőgazdaság*. Szerk.: Kádár I. (1993) MTA TAKI. Budapest. Akaprint. 247 p.
- Kádár Imre, Szemes Imre 1994. A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve. MTA TAKI. Budapest. Akaprint. 248 p.
- Csathó Péter 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrár-termelés. *Szakirodalmi Szemle. Akaprint*. Budapest. 182 p.
- Kádár Imre 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. *Környezetvédelmi Minisztérium–MTA TAKI. REGICON Nyomda. Kompolt*. Budapest. 388 p.
- Liebig Justus v. 1840–1876. *Kémia alkalmazása a mezőgazdaságban és a növényélettanban*. (Szerk.: Kádár I. 1996) MTA TAKI. Akaprint. Bp. 341 p.



- Thaer Albrecht 1809–1821. Az ésszerű mezőgazdaság alapjai. Trágyázás-tan. (Szerk.: Kádár I. 1996) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 100 p.
- Németh Tamás 1996. Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA TAKI. Budapest. 382 p.
- Kádár Imre 1998. Kármentesítési Kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Környezetvédelmi Minisztérium. Nyomda: FHM. Budapest. 151 p.
- Lásztity Borivoj 2004. A nem-esszenciális elemek forgalma hazai gabona-félékben. Műegyetemi Nyomda. Budapest. 94 oldal.
- Rajkai Kálmán 2004. A víz mennyisége, eloszlása és áramlása a talajban. Licium-Art Kft. Debrecen. 208 oldal.
- Németh Tamás, Magyar Marianna Szerk. 2005. Üzemi szintű tápanyag-mérleg számítási praktikum (Üzemi tápanyagmérlegek számításának alapelvei és módszerei). Spácium Kiadó és Nyomda Kft, Budapest. 116 p.
- Németh Tamás (Szerk. 2005). A talaj vízgazdálkodása és a környezet. Ünnepi ülés Várallyay György 70. születésnapja alkalmából. MTA TAKI. Spácium Kiadó és Nyomda Kft. Budapest. 180 p.
- Kovács Géza János, Csathó Péter (Szerk.): A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok. MTA TAKI-FVM, OPENART. Budapest. 264 p.
- Liebig, Justus 1842. A szerveskémia alkalmazása az élettanban és a kórtanban. (Szerk. Kádár I. 2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 132 p.
- Wolff Emil 1872. Gyakorlati Trágyázástan. A fontosabb növényi tápanyagokról szóló bevezetéssel. Közérthető agrokémiai vezérfonal. (Szerk. Kádár I. 2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 128 p.
- Németh Tamás, Neményi Miklós & Harnos Zsolt (Szerk. 2007): A precíziós mezőgazd. módszertana. JATEPress – MTA TAKI. Szeged. 239 p.
- Wilhelm Körte 1839. Albrecht Thaer élete és munkássága orvosként és mezőgazdaként. (Szerk.: Kádár I. 2007) MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 185 p.
- Kádár Imre 2010. Az MTA TAKI 60 éve (Kömentár nélkül). MTA TAKI. Akaprint. 120 p.
- Kádár Imre, Szemes Imre, Loch Jakab & Láng István 2011. A nyírlugosi műtrágyázási tartamkísérlet 50 éve. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 110 p.
- Kádár Imre, Márton László, Láng István 2012. Az örbottyáni 50 éves örökrozs és egyéb műtrágyázási tartamkísérletek tanulságai. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 172 p.
- Kádár Imre 2012. A mezőföldi műtrágyázási tartamkísérlet első évtizedének tanulságai. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 177 p.
- Kádár Imre 2012. A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása. MTA TAKI. Akaprint. Budapest. 359 p.
- Kádár Imre 2013. A mezőföldi műtrágyázási tartamkísérlet tanulságai 1984-2000. MTA ATK TAKI. Budapest. 357 p.
- Kádár Imre 2013. A gyepek műtrágyázásáról. MTA ATK TAKI. Budapest. 290 p.
- Kádár Imre 2013. Szennyvizek, iszapok, komposztok, szerves trágyák a talajtermékenység szolgálatában. MTA ATK TAKI. Budapest. 346 p.

---

Beszerezhetők a szerzők címén: 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

Postacím: 1525 Budapest, Pf. 35. Tel./Fax: 212-2265

illetve letölthetők az MTA TAKI honlapról

<http://www.mta-taki.hu/osztalyok/agrokemiai-osztaly/munkatarsak>



